



Ana Isabel Barreto Gonçalves

Licenciatura em Ciências de Engenharia do Ambiente

Avaliação da Reutilização de Água Residual Tratada para Consumo Humano por Processos de Separação por Membranas

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente – Perfil Engenharia Sanitária

Orientador: Professora Doutora Maria Gabriela L. S. Féria de
Almeida, Professora Doutora na Universidade Nova de Lisboa,
Faculdade de Ciências e Tecnologia

Júri:

Presidente: Professor Doutor Rui Manuel Baptista Ganho

Arguente: Professora Doutora Rita Maurício Rodrigues Rosa

Vogal: Professora Doutora Maria Gabriela L. S. Féria de Almeida



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro 2011

© em nome de Ana Isabel Barreto Gonçalves, da FCT/UNL e da UNL.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer em primeiro lugar à Prof.^a Doutora Maria Gabriela L.S. Féria de Almeida pela orientação prestada no decorrer desta dissertação, pelo apoio e palavras de motivação em momentos menos bons, e por me receber sempre com um sorriso, mesmo quando os períodos entre reuniões eram mais longos do que o que eu desejaria.

Um obrigado muito grande aos meus pais por me proporcionarem todas as oportunidades que tive e terem feito os esforços que podiam e não podiam para eu estar neste momento onde estou. À minha avó pela sua eterna paciência, pelos lanchinhos a meio da tarde e pela sua constante preocupação com o “come Ana”. Ao meu irmão por todo o acompanhamento, em especial nos últimos meses, mas também durante toda a minha vida. Obrigado por me terem aturado quando o “mau feitio” insistia em dominar o estado de espírito.

Quero agradecer a todos os colegas e amigos que me acompanharam nesta viagem académica que foi a faculdade, não só no decorrer da tese, mas durante os 5 anos lectivos de aulas. Quero deixar um especial obrigado aos amigos Joana Cid, Luís Dias, Nuno Jubilado, Rita Guerreiro, Rita Pólvora, Sara Espada e Pena, Tânia Charneca.

Andreia Lino, obrigada por me teres sempre acompanhado e te lembrares de mim, me ouvires e dares na cabeça quando tem de ser. Ludmila, agradeço a paciência, a amizade, as noites de trabalho, os “fritanços” e as gargalhadas com coisas parvas. Sérgio Veloso, obrigada pela amizade, ajuda e inúmeros pedidos de artigos, sem nunca teres dito que não! Lília Medeiros, agradeço a preocupação e a disponibilidade, os lanchinhos de torradas e doce de marmelo entre tardes de trabalho, e acima de tudo, a amizade e companhia. Nuno Teodoro, obrigada pelo companheirismo e preocupação ao longo de todos estes anos.

No decorrer desta dissertação tive a necessidade de contactar várias pessoas e empresas de modo a reunir informação que não era acessível ao público no geral. Foram todos muito prestáveis e afáveis, perguntando sempre se havia algo mais em que podiam ajudar. Um obrigado especial a Peter Cartwright, Michael Markus, Jaeweon Cho e Jürgen Menge.

Resumo

A escassez de água tem levado à necessidade de explorar origens de água alternativas para produção de água, em especial em regiões áridas e semi-áridas onde se verificam graves carências hídricas. Por conseguinte, a água residual tem sido alvo de interesse por parte da comunidade científica, que tem dedicado atenção à pesquisa e desenvolvimento de técnicas e sistemas que permitam a sua recuperação e reutilização.

Nesta vertente, os processos de separação por membranas são considerados uma tecnologia bastante eficiente, uma vez que permitem elevadas taxas de rejeição de contaminantes, baixa necessidade de químicos para tratamento, menor área para implantação e menor produção de resíduos, o que os torna competitivos em termos de custos face a um sistema de tratamento convencional.

Os processos de separação por membranas normalmente utilizados na recuperação/reutilização de água residual são: microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI). A MF e UF são normalmente utilizadas como pré-tratamento para remoção de substâncias em suspensão da água, enquanto que a NF e OI são utilizadas preferencialmente para separar compostos dissolvidos.

O objectivo principal deste estudo foi contribuir para a demonstração da possibilidade de utilização de processos de separação por membranas num projecto de produção de água para consumo humano a partir de água residual tratada. Estudaram-se os processos de separação MF, UF, NF e OI numa perspectiva teórica de percentagens de remoção por tipo de contaminante.

Abordaram-se inicialmente quatro esquemas de tratamento: MF–NF e MF–OI, UF–NF e UF–OI, verificando-se em todos a não conformidade de vários parâmetros com a qualidade de água para consumo, tendo sido necessária a exploração de um esquema de tratamento mais eficiente. Considerou-se um esquema composto por UF e dois estágios em série de OI, verificando-se a possibilidade de produzir água para consumo humano a partir de água residual, em conformidade com as normas presentes no Dec-Lei n.º 306/2007.

Palavras-Chave: reutilização / recuperação de água residual tratada; separação por membranas; microfiltração; ultrafiltração; nanofiltração; osmose inversa, reutilização potável directa.

Abstract

Water scarcity has led to the need to explore alternative water sources for water production, especially in arid and semi-arid regions where occur severe water shortages. Therefore, wastewater has been the subject of interest by the scientific community, which has devoted attention to the research and development of new methods and processes of water reclamation and reuse.

Membrane separation processes are considered a very efficient technology, since they allow high rejection rates of contaminants, low need for chemical treatment, smaller space requirements and lesser residuals production, making them cost-competitive compared to a conventional water treatment system.

The membrane separation processes commonly used for wastewater reclamation/reuse are: microfiltration (MF), ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO). MF and UF are typically used as pretreatment processes for the removal of suspended substances of water, while NF and RO are preferentially used to separate dissolved substances.

The main objective of this study was to contribute to demonstrate the possibility to use membrane separation processes in a project to produce drinking water from treated wastewater. The MF, UF, NF and RO separation processes were studied in a theoretical perspective of removal percentages by type of contaminant.

Initially, four treatment schemes were studied: MF-NF, MF-RO, UF-NF and UF-RO, and it was found that they didn't comply with drinking water standards in more than one parameter, so it was necessary to explore a more efficient treatment scheme. The final treatment system proposed, consisted in ultrafiltration pretreatment followed by a 2-stage permeate reverse osmosis, and it demonstrated that it was possible to obtain drinking water from wastewater in compliance with legislated standards (Dec-Lei n.º 306/2007).

Key words: reuse / reclamation of treated wastewater; membrane separation processes; microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, reverse osmosis, direct potable reuse.

Índice

Agradecimentos.....	iii
Resumo	v
Abstract	vii
Abreviaturas	xv
1. Introdução.....	1
1.1. Enquadramento	1
1.2. A reutilização da água	2
1.3. Questões da reutilização potável directa	4
1.4. Objectivo	6
1.5. Organização/Estrutura da Dissertação	6
2. Reutilização Potável de Água Residual	7
2.1. Objectivos de qualidade da água residual tratada para reutilização potável.....	7
2.2. Questões de saúde e ambiente	11
2.3. Participação Pública	14
3. Enquadramento Teórico	17
3.1. Definição e Classificação de Membranas.....	19
3.2. Processos de membranas utilizados na recuperação e reutilização de água residual: MF, UF, NF e OI	29
3.2.1. Microfiltração e Ultrafiltração	33
3.2.2. Nanofiltração e Osmose Inversa	40
3.3. Pós-Tratamento.....	56
4. Casos Reais de Reutilização de Águas Residuais	59
4.1. Estação de Recuperação de Windhoek Goreangab, Namíbia	59
4.2. Water Factory 21 – Orange County Water District, California, USA	62
4.3. Estação de Tratamento Avançado de Torreele em Wulpen, Bélgica.....	67
5. Metodologia	71
6. Resultados e Discussão	77
7. Conclusões	87

8. Oportunidades de melhoria	93
Referências Bibliográficas.....	95

Índice de Figuras

Figura 1. Campos de aplicação de água residual no mundo	3
Figura 2. Principais problemas das fontes de água potável identificados em relatórios nacionais	8
Figura 3. Qualidade das águas superficiais referente ao ano de 2009. Dados por Estações, num total de cerca de 100 Estações analisadas da Rede de Qualidade da Água Superficial.....	9
Figura 4. Diagrama esquemático da osmose e da osmose inversa.	17
Figura 5. Esquematização da operação por um processo de membrana.	20
Figura 6. Diagramas esquemáticos dos principais tipos de membranas.....	23
Figura 7. Espectro da filtração por membranas.....	29
Figura 8. Comparação das eficiências de remoção de SST, CQO CBO5, Ferro e Alumínio para os três pré-tratamento testados.....	38
Figura 9. Esquema utilizado no teste piloto das membranas de nanofiltração e osmose inversa e pré-tratamento do efluente.	51
Figura 10. Permeabilidade da água a temperatura normalizada (temperatura ambiente), da monitorização do sistema piloto de OI e NF.....	52
Figura 11. Concentração de carbono orgânico dissolvido na água tratado pelo MBR e nos permeados das membranas de OI e NF.	53
Figura 12. Processo de tratamento da nova estação de Goreangab.	60
Figura 13. Diagrama do processo de tratamento da <i>Advanced Water Purification Facility</i>	644
Figura 14. Esquema do tratamento da instalação de Torreele.	688
Figura 15. Diagrama dos esquemas de tratamento estudados.....	75
Figura 16. Possível sistema de tratamento por membranas para produzir água de consumo humano a partir de água residual.	91

Índice de Quadros

Quadro 1. Comparação entre as categorias C, D e E do sistema de classificação proposto pelo SNIRH para as águas superficiais, e do Dec-Lei 238/98 de 1 de Agosto a categoria A3 presente no Anexo I e os Valores Limite de Emissão do Anexo XVIII	10
Quadro 2. Classes de contaminantes das águas	12
Quadro 3. Indicadores de qualidade físico-químicos e toxicológicos da água	13
Quadro 4. Exemplos de microrganismos infecciosos presentes nas águas residuais domésticas não tratadas	13
Quadro 5. Vantagens e desvantagens dos processos de separação por membranas	19
Quadro 6. Processos de membranas agrupados por tipo força motriz	21
Quadro 7. Tipos de processos de separação por membranas sólidas.....	22
Quadro 8. Principais tipos de configurações de membranas.....	25
Quadro 9. Tipos de <i>fouling</i> segundo a natureza dos colmatantes	28
Quadro 10. Resumo dos processos de MF, UF, NF e OI.....	32
Quadro 11. Dimensões aparentes de iões, moléculas e pequenas partículas	34
Quadro 12. Desempenho esperado para os processos de separação por microfiltração e ultrafiltração para um efluente secundário	35
Quadro 13. Sumário das características do permeado derivado do sistema de ultrafiltração.....	37
Quadro 14. Percentagens de remoção do COD e das fracções HPO, HPI e TPI das membranas de MF e UF	40
Quadro 15. Valores de percentagens de remoção pelas membranas de nanofiltração e osmose inversa.....	43
Quadro 16. Valores médios e intervalos de valores (em percentagem) de redução de contaminantes pela membrana de NF Desal-5	44
Quadro 17. Separação de sais inorgânicos de uma água artificial por quatro tipos de membranas de nanofiltração e uma de osmose inversa	45
Quadro 18. Rejeições (R) de alguns solutos orgânicos de uma água artificial, a 680 kPa, por quatro tipos de membranas de NF e uma membrana de OI	46
Quadro 19. Rejeições (R) de pesticidas de uma água artificial por quatro membranas de NF e uma membrana de OI.....	46
Quadro 20. Rejeições de constituintes presentes numa água subterrânea de Osijek, Eslovénia (região a norte da Croácia).....	47

Quadro 21. Resultados da instalação de grande escala MF/OI/POA.....	48
Quadro 22. Resultados médios de uma instalação de grande escala de MF/dois estágios de OI.	50
Quadro 23. Capacidade de retenção (%) pelas membranas de nanofiltração (NF-ti e NF-lo) e osmose inversa (OI) a diferentes pressões transmembranares e por diferentes efluentes.....	51
Quadro 24. Parâmetros monitorizados no desempenho dos processos de tratamento da água residual, pré-tratamento e separação por osmose inversa.	54
Quadro 25. Análises da qualidade do efluente secundário e do permeado pelas diferentes membranas (média de cinco análises).	55
Quadro 26. Processos típicos de pós-tratamento a sistemas de nanofiltração e omose inversa	57
Quadro 27. Critérios de qualidade da água tratada e resultados de medições de alguns parâmetros.....	622
Quadro 28. Parâmetros de qualidade das várias etapas de tramento e da água final produzida pela <i>Advanced Water Purification Facility</i> para o ano de 2009	666
Quadro 29. Parâmetros de qualidade das etapas de tramento por membranas e da água de infiltração produzida na Estação de Tratamento Avançado de Torreele do ano de 2005.....	7070
Quadro 30. Parâmetros e qualidade da água residual a ser tratada.	72
Quadro 31. Valores paramétricos do Anexo I do Dec-Lei 306/2007 da água para consumo humano.....	73
Quadro 32. Valores limite de outros parâmetros analisados não constantes do Dec-Lei n.º 306/2007 e respectiva referência bibliográfica.	73
Quadro 33. Percentagens de remoção utilizadas para os processos de separação de MF, UF, NF e OI.	74
Quadro 34. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas microfiltração e ultrafiltração.	77
Quadro 35. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas nanofiltração e osmose inversa após microfiltração.....	79
Quadro 36. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas nanofiltração e osmose inversa após ultrafiltração.	81
Quadro 37. Qualidade dos parâmetros estudados por cada sistema de separação por membranas considerado.	83
Quadro 38. Tratamento por ultrafiltração e dois estágios em série de osmose inversa.	85

Abreviaturas

AWPF – *Advanced Water Purification Facility*

CAG – Carvão Activado Granular

CAP – Carvão Activado em Pó

CBO – Carência Biológica em Oxigénio

CBO₅ – Carência Biológica em Oxigénio em 5 dias

CQO – Carência Química em Oxigénio

COT – Carbono Orgânico Total

COD – Carbono Orgânico Dissolvido

DEET – N,N-dietil-3-metilbenzamida

ETA – Estação de Tratamento de Águas

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

GWR – *Groundwater Replenishment System*

MBR – *Membrane Bioreactor*

MF – Microfiltração

MWCO – *Molecular Weight CutOff*

NDMA – *N-nitrosodimethylamine*

NF – Nanofiltração

OCWD – *Orange County Water District*

OCSD – *Orange County Sanitation District*

OI – Osmose Inversa

POA – Processos de Oxidação Avançada

ppm – partes por milhão

TCEP – *tris(2-carboxyethyl)phosphine*

TOX – Compostos orgânicos halogenados totais

UF – Ultrafiltração

UN – *United Nations* (Nações Unidas)

UV – Ultravioleta

SDI – *Silt Density Index*

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SPD – Subprodutos da Desinfecção

SS – Sólidos Suspensos

SST – Sólidos Suspensos Totais

WHO – *World Health Organization*

VLE – Valor Limite de Emissão

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendado

When the well's dry, we know the worth of water.
Benjamin Franklin (1706 – 1790), Poor Richard's Almanac, 1746

1. Introdução

1.1. Enquadramento

Contabilizando o volume total de água doce presente no ciclo hidrológico, verifica-se que é superior às necessidades de água para sustentar a população mundial. No entanto, a fracção de água potável (cerca de 2,5% do volume total de água na Terra) não se encontra toda disponível para o ser humano, uma vez que a sua distribuição no globo terrestre não é equitativa. Esta depende da variação de factores geográficos e temporais (sazonalidade), levando a que certas regiões careçam gravemente de água (UNESCO, 2009 e Asano *et al.*, 2007).

A escassez de água faz com que em determinadas zonas da Terra mais de uma em cada seis pessoas (cerca de 1.1 biliões) não tenham acesso diário a 20 a 25 Litros de água potável. Segundo as Nações Unidas (UN), esta quantidade é o mínimo requerido para as necessidades básicas individuais (beber, cozinhar e higiene) (UN-Water, 2007).

Para além da escassez de água, outro problema que nos últimos anos tem assolado muitos países é a qualidade dos recursos hídricos. Estima-se que menos de 20% das bacias de drenagem de todo o mundo tenham a qualidade da água preservada (UNESCO, 2009). A degradação da qualidade das águas naturais ocorre essencialmente devido à poluição antropogénica e respectiva falta de controlo, culminando em limitações no aproveitamento dos recursos hídricos (Monte e Albuquerque, 2010). Esta degradação pode também ter origem em causas naturais como as cheias e as secas prolongadas, que nos últimos anos têm vindo a ocorrer com maior frequência. Estes episódios cada vez mais comuns e o aumento da sua duração deve-se essencialmente às alterações climáticas. Estudos a esse respeito revelam que a tendência da precipitação no Norte da Europa será para aumentar ou estabilizar até 2050 e que no resto da Europa a precipitação irá decrescer (Monte, Water Reuse in Europe, 2007).

O crescimento populacional é também um factor de stress para os recursos hídricos. Em 2002 a população mundial foi estimada em 6,2 biliões de pessoas, com uma taxa de crescimento anual de 1,2%, o que origina uma projecção para o ano de 2050 entre 7,9 a 10,3 biliões de pessoas (United Nations, 2003). O aumento da população leva consequentemente ao aumento da urbanização, quer nos países em desenvolvimento quer nos países desenvolvidos, e que por sua vez é responsável pelo aumento das pressões sobre os recursos hídricos (Asano *et al.*, 2007).

É expectável que vários países ou regiões sofram pressões sem precedentes a nível dos recursos hídricos nas próximas décadas como resultado do contínuo crescimento populacional e desigual distribuição da população e água no planeta. A situação é ainda agravada, pois ao mesmo tempo será necessária cada vez mais água para providenciar a produção de energia, o desenvolvimento da indústria e o saneamento básico (UN-Water, 2007).

O conceito de sustentabilidade tem sido fortemente abordado nos dias de hoje, não só em questões ambientais, como também em questões sociais e económicas. Tem-se verificado uma crescente preocupação por parte da comunidade científica e do público em geral no que respeita à sustentabilidade dos recursos do planeta, pelo que se tornou importante aplicar este conceito a nível dos recursos hídricos. Desta forma iniciou-se uma procura por novas abordagens que incorporam este princípio, tendo-se desenvolvido os conceitos de recuperação e reutilização da água, e que se tornaram uma opção atractiva na conservação dos recursos hídricos existentes devido às inúmeras possibilidades que conferem: recarga de aquíferos; utilizações em meios que não necessitem de elevada qualidade de água; protecção dos meios aquáticos; redução da necessidade de estruturas para controlo de água, como barragens; e o cumprimento de acordo com regulações ambientais pela melhoria na gestão do consumo de água e descarga de águas residuais (Asano *et al.*, 2007). Desta forma a reutilização da água toma um papel fulcral não só na preservação dos recursos hídricos, bem como resposta à escassez de água devido a factores ambientais e/ou económicos (Pidou, 2006).

1.2. A reutilização da água

A reutilização de água não é um conceito novo. A Natureza desde os primórdios tempos da Terra tem-se encarregado desta tarefa através do ciclo hidrológico natural, utilizando como fonte de energia o Sol (Marques e Oliveira, 2007). Também o Homem desde cedo percebeu o potencial da reutilização de água, por exemplo, há cerca de 5000 anos atrás na Grécia Antiga, a civilização minóica reutilizou água residual para irrigação agrícola devido à falta de água; na Alemanha desde o século XVI e no Reino Unido desde o século XVIII foram registadas utilizações de água residual para rega de terrenos agrícolas (Vigneswaran e Sundaravadivel, 2004). Presentemente as águas residuais são utilizadas numa vasta categoria de aplicações, e a sua reutilização é usualmente feita após tratamento numa Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR).

A reutilização de água residual pode dividir-se em sete categorias por ordem decrescente de aplicação (Urkiaga & Fuentes, 2004):

1. Irrigação agrícola – maior uso de água recuperada no mundo;
2. Irrigação de espaços verdes – parques, campos de golfe, áreas verdes ao redor de estruturas industriais, comerciais e residenciais;
3. Actividades industriais – água de arrefecimento, aquecimento e processamento;
4. Recarga de aquíferos subterrâneos – pode ser feita por duas vias, injeção directa no aquífero ou através de bacias de dispersão;
5. Usos recreativos e ambientais – é a quinta maior aplicação nos países industrializados;
6. Usos urbanos não-potáveis – protecção contra incêndios, descarga de autoclismos, sistemas de arrefecimento, entre outros;
7. Uso potável – directo e indirecto.

De acordo com a Figura 1, a agricultura é o maior campo de aplicação de água residual, sendo de observar que na Europa e América do Norte a reutilização urbana é ligeiramente mais elevada e na África Subsariana é bastante mais elevada. No caso da Europa e a América do Norte, os elevados valores de reutilização urbana e agrícola, devem-se provavelmente ao grau de desenvolvimento dos países, havendo em parte uma maior consciencialização para a necessidade de reutilização de água e preservação dos recursos hídricos, e em parte pela crescente necessidade de água nestes dois sectores de aplicação em consequência do aumento de áreas urbanas e crescimento populacional. Relativamente à África Subsariana, a elevada reutilização urbana pode advir do rápido desenvolvimento urbano nas últimas décadas em contraste com a predominância de países com regiões áridas e semi-áridas, havendo assim um aumento pela procura de água potável na vertente do crescimento urbano. Tal por ser corroborado pelas lavadas reutilizações nos campos “indústria” e “misto”, denotando o aumento da industrialização e crescimento urbano nestes países.

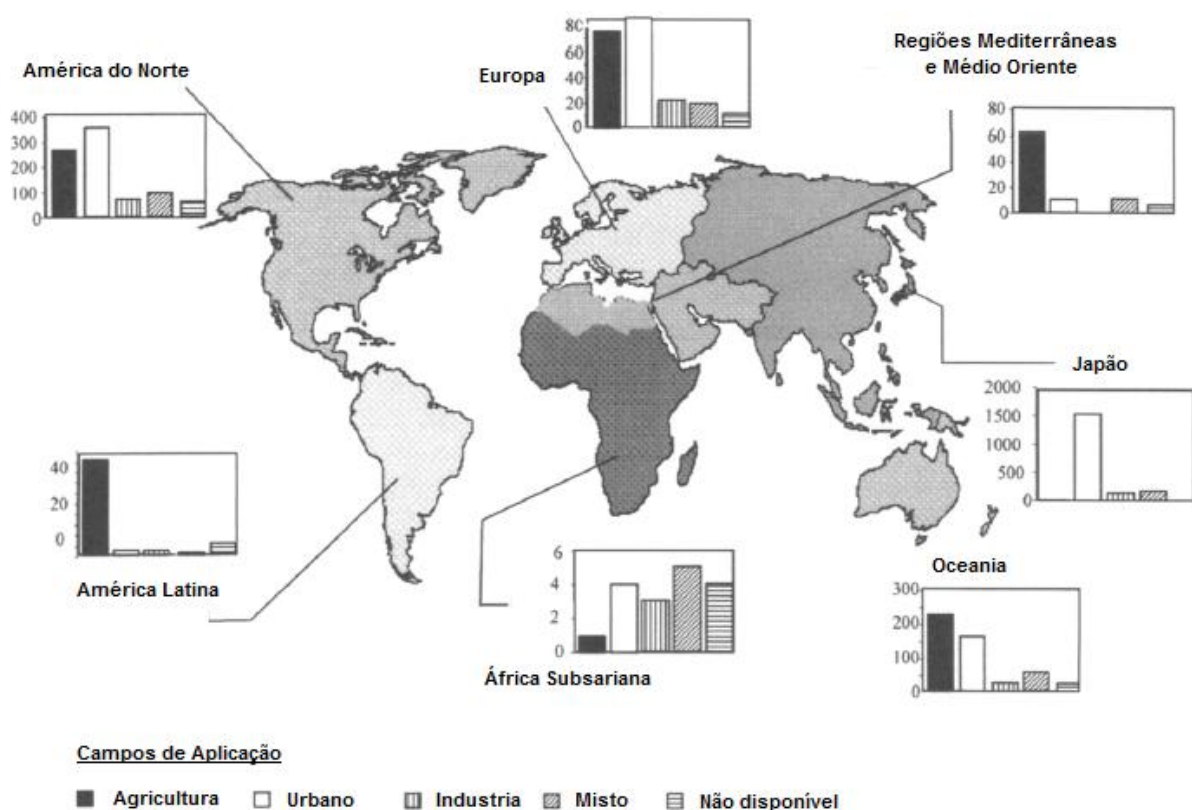


Figura 1. Campos de aplicação de água residual no mundo (adaptado de Wintgens, *et al.*, 2004).

O crescente aumento da prática de reutilização de água residual tem levado ao desenvolvimento de regulamentos, como normas, recomendações e regulamentos, que visam a boa prática de reutilização de água residual, salvaguardando os riscos para a saúde humana e ambiental. Salienta-se o caso dos Estados Unidos da América, que cuja Agência de Protecção do Ambiente (US-EPA) em 1992 definiu Directrizes para a Reutilização da Água (*Guidelines for Water Reuse*), tendo sido

depois actualizadas em 2004. Estas directrizes tiveram o objectivo de auxiliar cada Estado a desenvolver as suas próprias normas no que respeita à reutilização de água residual e separam o tipo de tratamento necessário (secundário, terciário, desinfecção secundária/avançada, etc.) por cada tipo de categoria de reutilização, bem como valores mínimos de qualidade da água recuperada (pH, Turvação, Carência Bioquímica em Oxigénio, Sólidos Suspensos Totais, Coliformes Fecais, Metais, etc.) (Water Environment Federation, 2006). No caso de Portugal, existe a Norma Portuguesa (NP) 4434:2005 para a reutilização na rega agrícola e o Guia Técnico sobre Reutilização de Águas Residuais apresentado pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) em Janeiro de 2010 e que apresenta critérios de qualidade recomendados para as restantes categorias.

Em ambos os guias mencionados para a reutilização da água existe uma lacuna no que respeita à reutilização potável directa, no entanto é difícil estabelecer normas para este tipo de reutilização, pois existem incertezas a vários níveis, tanto a nível do tipo de contaminantes presentes nas águas residuais, como também dos seus efeitos na saúde humana e ambiental, e consequentemente na capacidade dos sistemas de tratamento conseguirem eficiências de remoção de 100%. Estas incertezas derivam em parte pelo desenvolvimento de novos métodos mais precisos de identificação e quantificação de substâncias químicas a concentrações mais baixas (Acero *et al.*, 2010), no entanto são agravadas pela ausência de estudos toxicológicos associados à reutilização da água. Por outro lado os estudos toxicológicos que existem relativamente ao consumo de água tratada por métodos convencionais de tratamento de água para consumo humano são poucos, não existindo portanto uma base de dados para comparação ou até mesmo para estudo dos efeitos do consumo de água de fontes naturais.

1.3. Questões da reutilização potável directa

A reutilização de água residual para produção de água potável, como já foi referido, não é uma prática comum. Existe actualmente apenas um caso em todo o mundo em que se recorre à água residual como recurso para produção de água para consumo humano, e é apenas utilizada numa base intermitente (U.S. Environmental Protection Agency, 2004). Existem vários problemas associados a esta prática, como custos elevados, riscos para a saúde pública, tecnologia disponível para garantir a qualidade da água necessária em qualquer situação/condição e por último, mas com grande importância, a aceitação do público-alvo.

A reutilização de água residual tratada para consumo humano enquadra-se como a categoria das aplicações da água residual tratada mais difícil de aceitar para uma comunidade. A aceitação desta prática encontra forte resistência por parte da população, uma vez que o consumo de qualquer água que conteve excreções humanas, independentemente da extensão do tratamento e qualidade final da água, causa relutância e nojo (Asano, Burton, Leverenz, Tsuchihashi, & Tchobanoglous, 2007). Pode-se salientar o exemplo da *Water Factory 21* em Orange County, Califórnia, em que a Estação de Tratamento Avançado de Água consegue produzir água com qualidade para consumo humano segundo a legislação em vigor nos Estados Unidos da América (*Safe Drinking Water Act*), e apesar da estação de tratamento ter um programa de sensibilização e patrocinar o conhecimento por parte

da população da qualidade da água, com inclusive visita à estação de tratamento e no fim uma prova da água tratada, a aceitação pública ainda não é conseguida. A água tratada tem então dois destinos, a deposição numa bacia de retenção, de onde depois é retirada, submetida a tratamento e injectada no sistema de abastecimento público; e a recarga do aquífero de Orange County, Califórnia, para evitar a intrusão salina. O primeiro destino referido é um exemplo de reutilização potável indirecta de água residual (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

A reutilização da água residual para consumo implica que exista confiança e fiabilidade na tecnologia utilizada para tratamento por forma a garantir uma qualidade de água com características para consumo, sem que haja necessidade de um processo natural para melhorar a qualidade da água. As preocupações a nível dos riscos para a saúde advêm das substâncias presentes nas águas residuais, como substâncias orgânicas e inorgânicas, patogénicos (bactérias, helmintas, protozoários e vírus), pesticidas, produtos farmacêuticos, disruptores endócrinos, hormonas, produtos resultantes da desinfecção, radionuclídeos (Hamlyn-Harris, 2001) e consequentemente da capacidade do sistema de tratamento as conseguir eliminar.

A confiança na entidade responsável pelo tratamento da água residual é bastante importante, existindo uma preocupação bem patente em relação à capacidade de produzir água potável a partir de água residual com qualidade aceitável e sem riscos adicionais para a saúde do que aqueles presentes com um sistema tradicional de tratamento de água. Recorre-se então a sistemas multibarreira, nos quais são utilizadas um conjunto de operações sequenciais para remover os constituintes preocupantes, resultando num elevado grau de segurança. Em paralelo, a tecnologia de monitorização melhorou bastante nos últimos anos e novos processos de tratamento mais avançados estão a ser desenvolvidos e implementados (Asano *et al.*, 2007).

Um dos factores limitantes da tecnologia utilizada para garantir a qualidade da água residual tratada para consumo humano, após tratamento avançado, são os custos. Os custos associados aos sistemas de tratamento e monitorização são avultados. Mesmo não existindo custos associados à criação de uma segunda linha para transporte da água residual até ao ponto de consumo (ex. Rega de jardins urbanos), visto que a água é injectada directamente no sistema de abastecimento de água potável, este processo pode estar para além das capacidades das pequenas e médias estações de tratamento (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

É importante salientar que num sistema tradicional de tratamento de água e de dessalinização existe um certo grau indeterminado de risco. No caso de um sistema tradicional de tratamento de água para consumo humano, existem muitas captações de água em origens fortemente influenciadas por descargas a montante de águas residuais tratadas. Existem no entanto poucos estudos sobre os efeitos do consumo desta água na saúde humana, o que se traduz numa carência de informação que permita estabelecer os efeitos do consumo de água potável proveniente de uma fonte tradicional e de uma água residual (Asano *et al.*, 2007).

1.4. Objectivo

Esta dissertação pretende demonstrar a possibilidade de recuperação e reutilização de água residual tratada para consumo directo. Nesta vertente, recorrer-se-á a águas residuais urbanas tratadas devido às suas características físico-químicas e visto a sua produção ser feita nos limiares das cidades, onde a água é mais necessária e cotada a preços mais elevados.

O objectivo primário deste trabalho é avaliar a possibilidade de utilizar sistemas de separação por membranas para produção de água potável a partir de água residual tratada. Os processos serão abordados numa vertente teórica como percentagem de remoção por contaminante e por tipo de membrana.

1.5. Organização/Estrutura da Dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em 7 capítulos.

O capítulo 1 corresponde à introdução, onde se aborda problemas associados aos recursos hídricos e à escassez de água, visando-se a reutilização de água residual como uma alternativa viável para a obtenção de água para outros usos, focando-se em especial no uso potável directo. Aborda-se também as questões mais comuns levantadas aquando este tipo de reutilização. Por último constam os objectivos da dissertação.

No capítulo 2 apresenta-se uma perspectiva mais detalhada sobre a reutilização potável directa de água residual, focando a qualidade, as questões de saúde, ambientais e problemas associados à percepção e aceitação pública.

No capítulo 3 faz-se um enquadramento teórico dos processos de separação por membranas e da sua aplicação para reutilização de água residual, enfatizando os processos de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa. Apresentam-se ainda três casos de estudo em que são utilizados processos de separação por membranas para produzir água de elevada qualidade a partir de efluentes provenientes de estações de tratamento de águas residuais.

A metodologia utilizada no presente trabalho consta no capítulo 4. No capítulo 5 apresentam-se os resultados e discussão dos mesmos.

No capítulo 6 constam as conclusões gerais, com sugestão de um possível sistema de tratamento por membranas e dando-se também relevância aos sistemas de pré-tratamento e pós-tratamento.

Por último, apresentam-se possibilidades de melhoria no capítulo 7, às quais se seguem as Referências Bibliográficas.

2. Reutilização Potável de Água Residual

A reutilização potável de água residual tratada pode ser feita sob duas formas, indirecta ou directa. A reutilização indirecta resulta da recarga de aquíferos subterrâneos ou injeção em cursos de água superficiais, dos quais se efectua extracção de água para produzir água para consumo humano. A reutilização directa é definida como a introdução de água residual tratada directamente num sistema de distribuição sem que passe por um processo de armazenamento (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

Uma vez que a presente dissertação tem por objectivo demonstrar a possibilidade de reutilização potável directa, é importante considerar e reflectir sobre as questões de saúde pública adjacentes ao uso potável directo desta água, e a compreensão e aceitação por parte do público-alvo do consumo da mesma, tendo em consideração as normas de qualidade da água destinada à produção de água para consumo humano presentes no Decreto-Lei 306/2007.

2.1. Objectivos de qualidade da água residual tratada para reutilização potável

A legislação portuguesa, através do Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, estipula a qualidade da água a ser utilizada para produção de água para consumo humano. Refere que não podem ser utilizadas águas doces superficiais que possuam qualidade inferior à categoria A3 das águas doces superficiais (Artigo 6º) e águas doces subterrâneas que possuam qualidade inferior à categoria A1 das águas doces superficiais (Artigo 14º). No entanto existem derrogações a estes artigos, que estipulam que caso as disposições não possam ser aplicadas, poderão se considerar outras fontes de água, desde que sujeitas a sistemas de tratamento que assegurem que a água distribuída para consumo humano possua qualidade conforme as respectivas normas de qualidade, presentes no Anexo VI do presente Decreto-Lei.

No Capítulo 1 da presente dissertação abordaram-se os problemas de qualidade e quantidade dos recursos hídricos como sendo resultado essencialmente de pressões antropogénicas e da desigual distribuição e acessibilidade a água potável no globo terrestre. A nível antropogénico, as diferentes actividades sócio-económicas irão influenciar a qualidade dos meios hídricos (águas subterrâneas, interiores, de transição ou costeiras), pois são responsáveis pela produção de cargas poluentes que afluem aos mesmos, como por exemplo os nutrientes Azoto e Fósforo (responsáveis por processos de eutrofização das massas de água), metais pesados, micropoluentes orgânicos e microrganismos patogénicos. A radioactividade e a salinização das águas também podem ser resultado das actividades sócio-económicas, no entanto a salinização dos rios resulta essencialmente da intensidade da actividade mineira, e que no caso de Portugal não se verifica (INAG, 2004).

Apesar da capacidade depuradora natural dos sistemas aquíferos e do poder filtrante dos solos, as massas de água apresentam problemas de poluição, o que significa que a natureza não está a conseguir depurar todos efluentes lançados nos meios hídricos. Pode observar-se pela figura 2 alguns problemas nos recursos hídricos utilizados para produção de água potável na Europa.

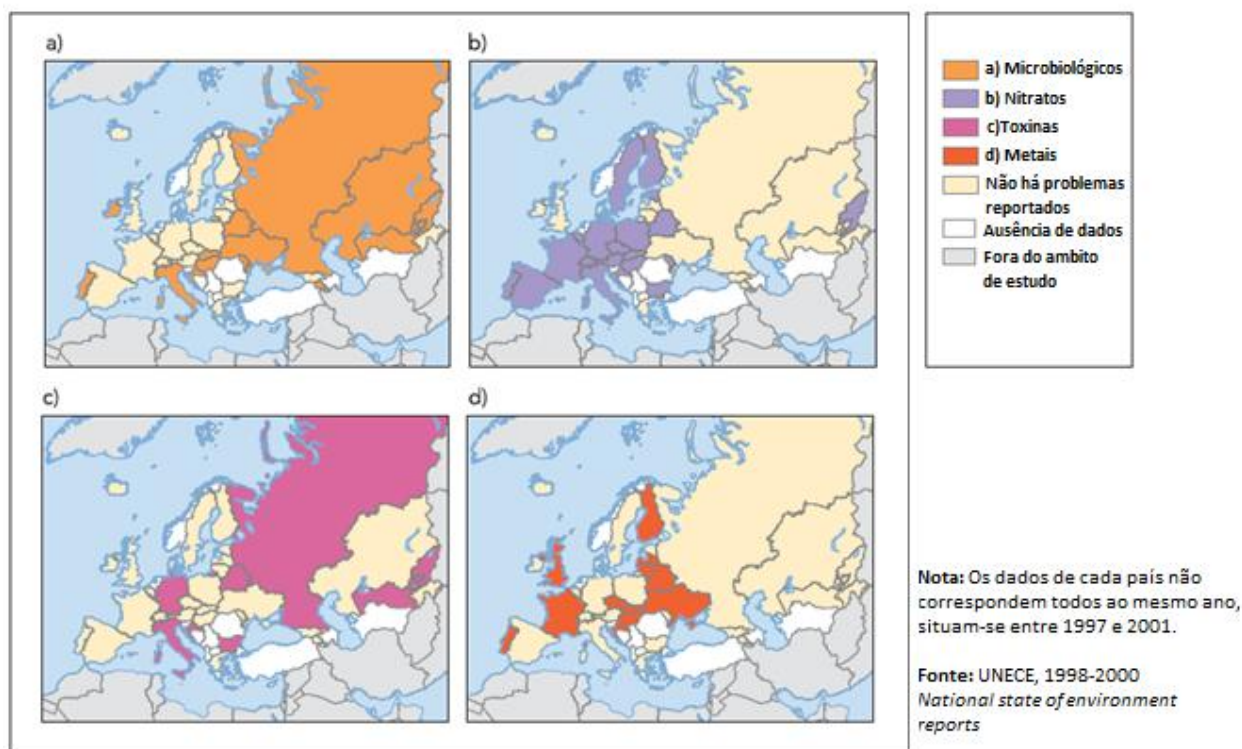


Figura 2. Principais problemas das fontes de água potável identificados em relatórios nacionais (EEA 2003).

A nível Europeu, verifica-se que o problema mais proeminente são os nitratos, seguido de problemas de origem microbiológica, presença de toxinas e por último associados aos metais. É importante referir que os países foram assinalados como tendo problemas nas águas para produção de água potável, mesmo que só áreas ou situações pontuais tenham sido identificadas, podendo não reflectir a situação global do país. Se nos centrarmos em Portugal, verificamos que as águas apresentam problemas a nível microbiológico, de metais e de nitratos.

Tendo como referência o caso de Portugal, apresenta-se na figura 3 informação sobre a qualidade das águas superficiais no ano de 2009.

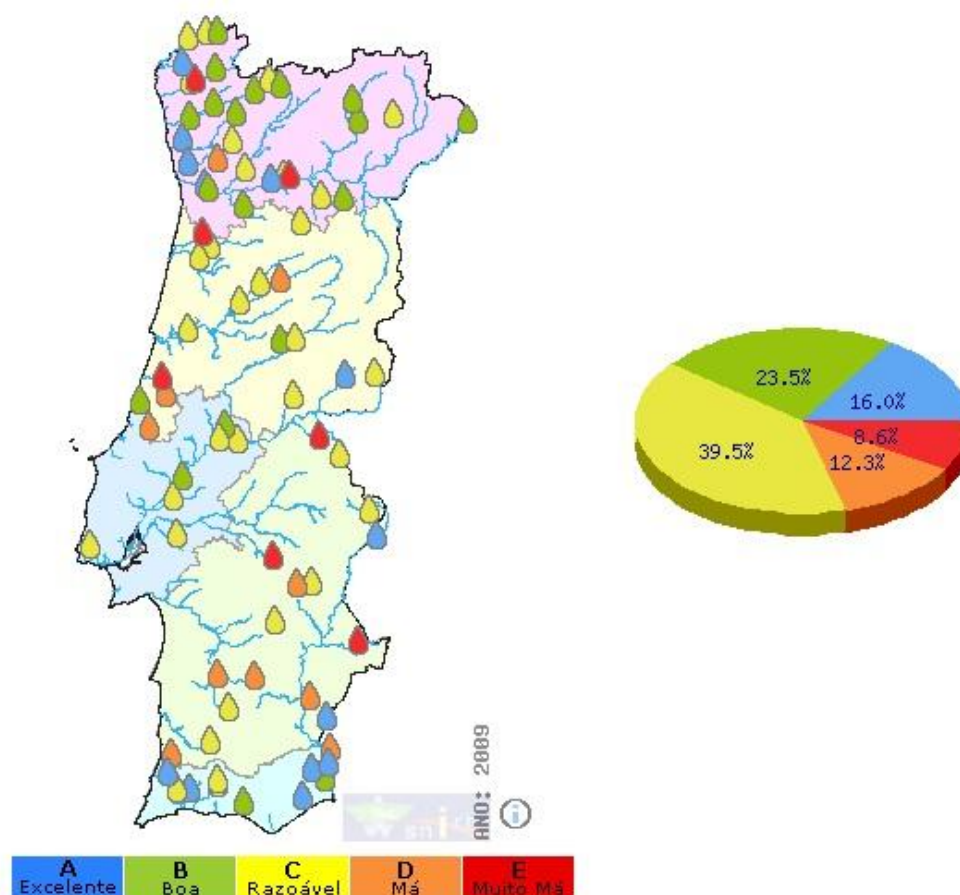


Figura 3. Qualidade das águas superficiais referente ao ano de 2009. Dados por Estações, num total de cerca de 100 Estações analisadas da Rede de Qualidade da Água Superficial (SNIRH, 2009).

A análise dos cursos de água superficiais é já feita desde há umas décadas e tem a finalidade de avaliar a evolução da qualidade tanto em rios como albufeiras. Pode-se observar na figura 3 que a maioria das águas superficiais analisadas apresenta qualidade razoável (39,5%), no entanto 20,9% das águas superficiais apresentam qualidade igual ou inferior a “Má”.

Numa vertente de reutilização de água residual tratada como fonte de água para produção de água para consumo humano, é importante fazer comparações entre os valores limite de emissão de descarga das águas residuais do anexo XVIII Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, com os valores máximos recomendáveis e admissíveis respeitantes à categoria A3 (Anexo I) das águas doces superficiais presente no mesmo Decreto-Lei e com os parâmetros analisados para inferir a qualidade das águas superficiais presente na figura anterior. A comparação é efectuada no quadro 1, tendo-se utilizado só as categorias “Razoável (C)”, “Má (D)” e “Muito Má (E)”, uma vez que corresponde a cerca de 60% dos cursos de água superficiais analisados.

Quadro 1. Comparação entre as categorias C, D e E do sistema de classificação proposto pelo SNIRH para as águas superficiais, e do Dec-Lei n.º 238/98 de 1 de Agosto a categoria A3 presente no Anexo I e os Valores Limite de Emissão do Anexo XVIII (adaptado de SNIRH, 2009).

Parâmetro	Unidades	C		D		E	Dec-Lei 236/98 de 1 Agosto		
		Razoável		Má		Muito Má	Descarga águas residuais	Categoria A3 águas doces superficiais	
		MIN	MAX	MIN	MAX	-	VLE	VMR	VMA
Arsénio	mg/l As	-	-	-	0,1	>0,1	1	0,05	0,10
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	-	2,5	-	4	>4	10	2	(O) 4,00
Azoto Kjeldahl	mg/l N	-	2	-	3	>3		3	-
Cádmio	mg/l Cd	-	0,005	-	>0,005	-	0,2	0,001	0,005
CBO	mg/l O ₂	-	8	-	20	>20	40	7	-
CQO	mg/l O ₂	-	40	-	80	>80	150		
Chumbo	mg/l Pb	-	0,1	-	0,1	>0,1	1	-	0,05
Cianetos	mg/l CN	-	0,08	-	0,08	>0,08	0,5	-	0,05
Cobre	mg/l Cu	-	0,5	-	1	>1	1	1	-
Coliformes fecais	/100 ml	-	20000	-	>20000	-		20000	-
Coliformes totais	/100 ml	-	50000	-	>50000	-		50000	-
Condutividade	µS/cm, 20°C	-	1500	-	3000	>3000		1000	-
Crómio	mg/l Cr	-	0,08	-	0,08	>0,08	2	-	0,05
Estreptococos fecais	/100 ml	-	20000	-	>20000	-		10000	-
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	-	0,01	-	0,1	>0,1	0,5	0,01	0,10
Ferro	mg/l Fe	-	1,5	-	2	>2	2	1	-
Fosfatos P ₂ O ₅	mg/l P ₂ O ₅	-	0,94	-	1	>1		0,7	-
Fósforo P	mg/l P	-	0,4	-	0,5	>0,5	0,5		
Manganês	mg/l Mn	-	0,5	-	1	>1	2	1	-
Mercúrio	mg/l Hg	-	0,001	-	0,001	>0,001		0,0005	0,001
Nitratos	mg/l NO ₃	-	50	-	80	>80	50	-	(O) 50
Oxigénio dissolvido (sat)	% saturação de O ₂	50	-	30	-	<30		30	-
pH	Escala Sorensen	5	10	4,5	11	>11	6,0 - 9,0	5,5 - 9,0	-
Selénio	mg/l Se	-	0,05	-	0,05	>0,05		-	0,01
Sólidos suspensos totais	mg/l	-	40	-	80	>80	60	-	-
Substâncias tensoactivas	mg/l, sulfato de lauril e sódio	-	0,5	-	0,5	>0,5	2	0,5	-
Zinco	mg/l Zn	-	3	-	5	>5		1	5

(O) Os limites podem ser excedidos em caso de condições geográficas ou meteorológicas excepcionais (nº 1 artigo 10º, Dec-Lei 236/98).

A ausência de valores nas células em branco explica-se pela sua inexistência no Dec-Lei.

Pode-se verificar que os valores dos parâmetros de qualidade presentes nas categorias C, D e E excedem ainda em número considerável os valores máximos recomendados da categoria A3 para

produção de água para consumo humano. Salientam-se os parâmetros CBO, Chumbo, Crómio, Cianetos, Nitratos e Selénio, que na qualidade E excedem os VMA e VMR da categoria A3. Existem ainda outros parâmetros que os valores máximos nas 3 categorias mencionadas são iguais ou superiores ao VMR da categoria A3. É então passível de reflectir sobre a necessidade de recorrer a outras fontes de água, uma vez que se verifica qualidade reduzida em mais de 20% dos meios hídricos superficiais (categorias C e E).

Pode-se ainda comparar os valores limite de emissão de descarga (VLE) de águas residuais nos meios hídricos com a classe A3 das águas superficiais para produção de água para consumo humano. Existem diferenças nestes valores e em alguns parâmetros são significativas, no entanto é importante referir que estes valores são valores máximos de emissão, podendo o sistema de tratamento na ETAR produzir água residual tratada com valores mais baixos.

Na presença de fontes de água potável com qualidade elevada, dá-se prioridade a estas para produção de água para consumo humano. Em contrapartida, e de uma perspectiva de gestão sustentável é essencial pensar em promover a reutilização de água residual, mesmo noutros campos de aplicação, por forma a reduzir as pressões sobre os meios hídricos, por exemplo, pela diminuição da extracção de água.

O desenvolvimento de requerimentos tanto para a reutilização potável directa ou indirecta de água residual tratada é difícil, uma vez que envolve um processo de gestão de risco que envolve avaliação, enumeração, e definição de riscos e efeitos potenciais adversos para a saúde (Asano *et al.*, 2007).

2.2. Questões de saúde e ambiente

Quando se abrange a temática de reutilização potável, seja ela directa ou indirecta, uma vez que o destino final é o consumo humano, existem inúmeros constituintes presentes nas águas residuais que constituem motivo de preocupação devido aos seus potenciais efeitos na saúde pública. No entanto as preocupações não são direccionadas apenas à saúde pública. Desde cedo que os riscos ambientais associados a contaminantes presentes nos efluentes tratados têm sido objecto de preocupação por parte da comunidade científica.

No quadro 2 apresentam-se cinco classes de contaminantes das águas e alguns exemplos de cada classe.

Quadro 2. Classes de contaminantes das águas (Cartwright, 2010).

Classe	Sólidos em suspensão	Compostos orgânicos dissolvidos	Compostos iônicos dissolvidos	Microrganismos	Gases
Exemplos	Poeira, argila, materiais coloidais, óxidos e hidróxidos de metais insolúveis	Trihalometanos, químicos orgânicos sintéticos, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos	Metais pesados, sílica, arsénio, nitratos, cloretos, carbonatos	Bactérias, vírus, protozoários, cistos, fungos, algas e células de leveduras	Sulfito de hidrogénio, metano, radão, dióxido de carbono

Das classes e respectivos exemplos mencionados existe um largo número de constituintes que são prejudiciais para o ambiente e também para a saúde pública, possuindo efeitos tóxicos agudos e crónicos consoante a concentração e o tipo de exposição. No entanto existem outros que os efeitos na saúde e no ambiente não são bem conhecidos. Neste aspecto, têm vindo a ser identificados muitos destes constituintes à medida que têm sido desenvolvidas técnicas analíticas mais precisas e capazes de detectar concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos extremamente baixas (ordem dos 10^{-12} ng/L). Salientam-se os compostos denominados emergentes, como por exemplo compostos farmacêuticos, antibióticos, hormonas sexuais, esteróides e outros disruptores endócrinos. A sua crescente identificação nas águas residuais deve-se, em parte ao aumento da sua utilização por parte da população e também pelo desenvolvimento de técnicas capazes de os identificar (Tchobanoglous *et al.*, 2004).

No que respeita à reutilização da água residual, com especial atenção à reutilização potável, existe um conjunto de contaminantes que carecem atenção redobrada, salientam-se os compostos químicos orgânicos e inorgânicos e os microrganismos. Apresenta-se no quadro 3 indicadores físico-químicos e toxicológicos de qualidade da água. No que respeita aos indicadores físico-químicos, podem não constituir preocupação para a saúde pública, mas a sua presença pode indicar a presença de outros contaminantes, já preocupantes, ou mascará-los e inibir o processo de desinfecção.

No caso dos microrganismos, a preocupação advém da potencial transmissão de doenças infecciosas por microrganismos patogénicos. A sua presença nas águas residuais não tratadas deriva principalmente de excreções de humanas. No quadro 4 encontram-se alguns exemplos de agentes infecciosos que podem ser encontrados em águas residuais domésticas não tratadas e respectivas causas na saúde pública (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

Um dos problemas dos compostos orgânicos, é que com a utilização de cloro por motivos de desinfecção, transformam-se em espécies orgânica cloradas, como por exemplo os trihalometanos, que são associados ao cancro do fígado e rins. Salienta-se também o *N-nitrosodimethylamine* (NDMA), que é um potente carcinogénico e pode aparecer aquando a desinfecção de água residual por cloro ou cloraminas (McTigue e Symons, 2010).

Quadro 3. Indicadores físico-químicos e toxicológicos de qualidade da água (adaptado de Hamlyn-Harris, 2001).

	Indicadores	Notas
Físico-Químicos	Carência Química em Oxigênio (CQO)	Avalia o teor de matéria orgânica e inorgânica passível de ser oxidada
	Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	Avalia a quantidade de matéria orgânica degradável na água
	Compostos orgânicos halogenados totais (TOX)	Potencial composto catalisador de componentes orgânicos não identificados
	Dureza	
	pH	
	Carbono Orgânico Total (COT)	Potencial composto catalisador de componentes orgânicos não identificados
	Sabor e Cheiro	
	Temperatura	
	Sais dissolvidos totais	
	Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	
	Cor	
	Sólidos Suspensos	
	Oxigênio Dissolvido	
	Turvação	
Toxicológicos	Inorgânicos	
	Orgânicos	
	Toxinas de algas	
	Pesticidas	
	Produtos de desinfecção das toxinas das algas	
	Orgânicos Voláteis	
	Produtos de desinfecção	
	Hormonas	
	Produtos farmacêuticos	
	Disruptores Endócrinos	
	Radionuclídeos	

Quadro 4. Exemplos de microrganismos infecciosos presentes nas águas residuais domésticas não tratadas (adaptado de U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

Patogénico	Doença
Bactérias	
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide
<i>Shigella</i> (spp.)	Desintéria bacilar
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenterite e septicemia, síndrome hemolítico urémico (SHU)
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
Protozoários	
<i>Giardia lamblia</i>	Gastroenterite (<i>Giardiasis</i>)
<i>Cryptosporidium</i>	Diarreia, febre (<i>Cryptosporidiosis</i>)
Helmintas	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Infecção intestinal (lombrigas)
<i>Taenia</i> (spp.)	Infecção intestinal (ténias)
Vírus	
Enterovírus	Gastroenterite, anomalias no coração, meningite, outras
Hepatite A e E vírus	Hepatite infecciosa
Adenovírus	Doenças respiratórias e oculares, gastroenterite
Parvovírus	Gastroenterite

Para além da preocupação com o tipo de compostos presentes nas águas residuais, as técnicas de tratamento utilizadas, tanto convencionais como avançadas, variam significativamente e individualmente no que respeita à remoção de cada composto (Tchobanoglous *et al.*, 2004). Existem também questões no que respeita aos riscos para a saúde associados com a reutilização potável, visto que a informação toxicológica e química é deficitária, bem como os resultados de estudos epidemiológicos do consumo de água potável têm sido geralmente inconclusivos e as metodologias de extrapolação possuem incertezas na caracterização global do risco (U.S. Environmental Protection Agency, 2004). Consequentemente, todo este conjunto de informação leva a que a comunidade científica esteja relutante em relação à reutilização potável directa de água residual.

Ainda com respeito aos estudos epidemiológicos, a informação relacionada com efeitos na saúde causados por microrganismos através da reutilização potável é extremamente limitada, uma vez que quase não existem casos onde se tenha feito reutilização potável planeada, muito poucos estudos epidemiológicos foram feitos neste campo e a sua qualidade científica foi pobre. Não obstante, dos poucos estudos realizados, não foram encontrados registos sobre surtos de doenças atribuídas aos projectos de reutilização potável directa (Hamlyn-Harris, 2001).

Como exemplo, existe um estudo sobre potenciais efeitos na saúde resultantes da reutilização potável de água residual realizado em San Diego, Estados Unidos da América, e que teve como objectivo principal averiguar se o sistema avançado de tratamento conseguia reduzir os contaminantes preocupantes até níveis que os efeitos do seu consumo não provocassem mais riscos do que aqueles originados pelo consumo de água das reservas de água potável. Os contaminantes foram estudados numa vertente de quantificação e caracterização das doenças contagiosas, dos agentes químicos potencialmente tóxicos, e pela sua capacidade mutanogénica e bioacumulação. As conclusões gerais, foi de que os riscos para a saúde associados à utilização de água residual para produção de água de consumo eram inferiores ou iguais aos associados às fontes convencionais de água potável (Thompson *et al.*, 1992).

2.3. Participação Pública

A reutilização potável directa de água residual é o tipo de reutilização mais difícil para uma comunidade aceitar. Existe uma resistência natural por parte da população quando se aborda esta questão, devido às associações negativas que se fazem com a água residual (Hamlyn-Harris, 2001).

Existem vários casos de reutilização potável indirecta não planeada, onde efluentes municipais tratados e, por vezes, não tratados, são descarregados em recursos hídricos de onde se faz extracção de água para produção de água para consumo humano a jusante da descarga (e.g. o rio Yangtze na China, o rio Tamisa no Reino Unido, os rios Murray-Darling e Nepean na Austrália, o rio Reno na Europa e os rios Mississípi e Santa Anna nos Estados Unidos). No entanto a percepção do

público face a esta situação é diferente, uma vez que existe um *buffer* natural entre a descarga e a recolha (Law, 2005).

Sendo assim, num projecto de reutilização potável directa de água residual a percepção do público tem bastante relevância para a sua concretização. E uma vez que a actual tecnologia que existe nos dias de hoje consegue já satisfazer os requisitos de qualidade mais exigentes, o principal obstáculo da reutilização potável directa é a percepção do público. Pisani, 2005, refere que este tipo de reutilização irá ser apenas aceite pela população quando não existirem alternativas viáveis para a produção de água de consumo. No entanto, Hartley, 2006, refere que é uma questão de tempo até que outras comunidades considerem esta opção. Em especial, porque o crescimento populacional e o aquecimento global, segundo Tchobanoglous (Direct Potable Reuse: A Path Forward, 2011), levarão a severas faltas de água em várias regiões do mundo, sendo necessário portanto, recorrer a origens de água alternativas.

Por forma a implementar um projecto de reutilização potável directa de água residual é necessário a adopção de um conjunto de medidas que visem a educação e informação do público-alvo. A informação, conhecimento, contexto local e educação, desempenham no seu conjunto uma importante ferramenta na modelação da percepção e natureza da participação pública (Hartley, 2006).

As instituições *Califórnia Urban Water Agencies*, *National Water Research Institute* e *WateReuse California* realizaram um *workshop* sobre Reutilização Directa Potável em Abril de 2010, com o objectivo de identificar falhas de informação e barreiras existentes que precisam ser abordadas para desenvolver regulamentos para reutilização potável directa na Califórnia. Uma das áreas abordadas por parte da comitiva proponente do *workshop* foi a aceitação pública.

Os participantes do *workshop* identificaram as seguintes tarefas como de alta prioridade no que respeita a aceitação pública para implementação de reutilização directa potável na Califórnia (California Urban Water Agencies, National Water Research Institute, WateReuse California, 2010):

- ✦ Desenvolvimento de terminologia apropriada – deverá ser desenvolvida terminologia sobre reutilização de água que seja compreendida tanto pelos *stakeholders* como consistente com as regulamentações, por forma a instaurar credibilidade e confiança no produto;
- ✦ Procurar informação junto dos *stakeholders* – compreender e aceitar a perspectiva das partes interessadas é indispensável para o planeamento e implementação de estratégias de comunicação que promovam a reutilização potável directa;
- ✦ Desenvolver mensagens – devem ser desenvolvidas mensagens que consigam responder às preocupações e quebrar barreiras da reutilização potável directa que incluam as terminologias apropriadas e as perspectivas dos *stakeholders*;
- ✦ Desenvolver uma estratégia de comunicação – deve ser desenvolvida uma estratégia para comunicar as mensagens desenvolvidas que inclua as considerações: proactividade;

desenvolvimento de projectos alternativos com os *stakeholders*; incorporar experiências anteriores; compreender natureza humana; providenciar informação útil; desenvolver relações de confiança; abordagem pessoa-a-pessoa; e trabalhar com adversários;

- ⊕ Implementar a estratégia de comunicação.

Hartley, 2006, refere que a percepção e participação do público em projectos de reutilização de água deve compreender um conjunto de factores, sendo eles a gestão da informação; manter a motivação individual e demonstrar compromisso organizacional; promover a comunicação e o diálogo público; garantir que as decisões tomadas sejam justas e perceptíveis por todos; e construir e manter confiança.

Por sua vez, Marks, 2006, refere que o envolvimento do público é um requisito na introdução de soluções inovadoras na gestão dos recursos hídricos, havendo necessidade de diálogo entre toda a comunidade, incluindo profissionais na área, *media*, empresas e grupos interessados, bem como o público no geral. Refere também que a informação deve ser a mais completa possível, abordando casos em que é feita reutilização potável não planeada, e que devem ser dispostas todas as alternativas viáveis. Por fim, as negociações deveram contribuir para um resultado sustentável e não um sistema proposto só pelos proponentes.

Pode-se então verificar que os três autores referidos possuem em comum vários pontos para que um projecto de reutilização potável directa seja aceite pelo público, salientando-se o desenvolvimento de informação adequada e de programas de comunicação que visem a educação do público-alvo, a participação do público e de todas as partes interessadas numa partilha de informação e no desenvolvimento do projecto, e a criação e manutenção de uma relação de confiança entre todas as partes interessadas.

3. Enquadramento Teórico

Actualmente a reutilização de água residual é uma prática emergente, uma vez que algumas origens de água potável encontram-se sobre-exploradas e não conseguem satisfazer a procura de água por parte de uma comunidade em crescimento. Sendo assim, o homem não se pode dar ao luxo de utilizar a água apenas uma vez, é necessário reutilizá-la. Deste modo, a água residual torna-se uma origem de água com potencial de exploração, onde a tecnologia de separação por membranas tem um papel importante, uma vez que permite a sua reutilização em diferentes campos de aplicação visto ter a capacidade de produzir água com qualidade elevada.

No presente capítulo será apresentado um resumo sobre os processos de separação por membranas existentes, focando-se posteriormente em mais detalhe nos processos utilizados no tratamento de água residual com o objectivo de reutilização. São eles: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Inversa (OI) (Asano *et al.*, 2007).

A primeira e significativa aplicação de membranas ocorreu no fim da Segunda Guerra Mundial em testes à potabilidade da água. Na Alemanha e no resto da Europa as grandes reservas de água potável ficaram comprometidas, o que levou à necessidade de utilizar filtros para garantir a segurança da água. Foram então utilizadas membranas de microfiltração para a purificação das águas. Este não é um processo de reutilização, mas de tratamento das origens de água potáveis, no entanto foi um dos pontos de partida para a utilização de membranas no tratamento de águas (Atkinson, 1999).

O outro desenvolvimento importante na utilização de membranas no tratamento de águas derivou da manipulação do equilíbrio osmótico. Os investigadores descobriram que aplicando energia (na forma de pressão ou vácuo - P) conseguiam que o líquido se deslocasse através de uma membrana semi-permeável contrariando o potencial osmótico (figura 4) (Water Environment Federation, 2006).

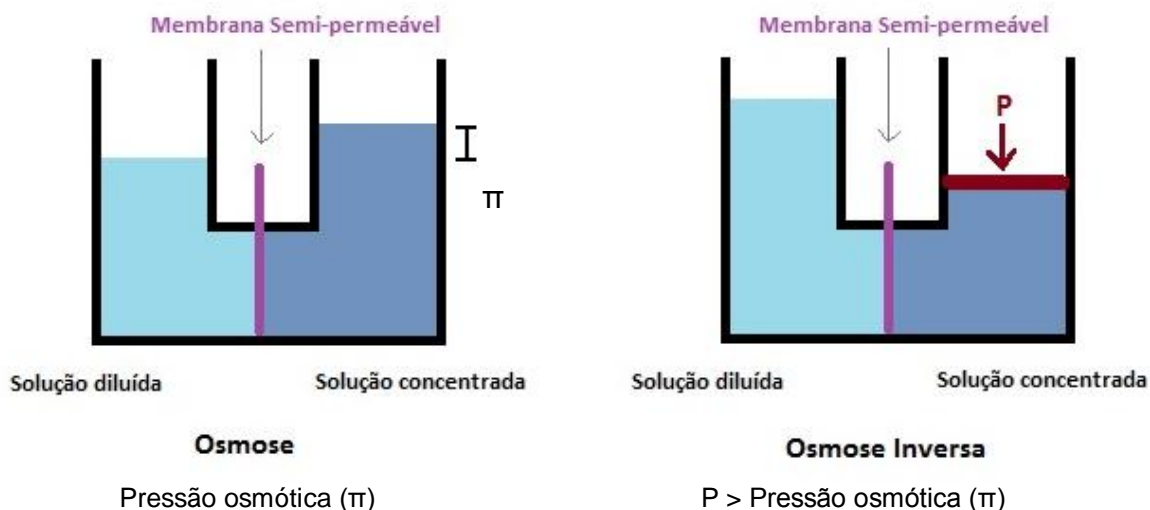


Figura 4. Diagrama esquemático da osmose e da osmose inversa (adaptado de Water Environment Federation, 2006).

No entanto as membranas produzidas até cerca de 1950 eram apenas utilizadas a uma escala laboratorial e em indústrias de separação especializadas, pois havia quatro aspectos que tornavam impeditiva a sua utilização: possuíam um desempenho inconsistente, não eram selectivas, eram muito lentas e bastante caras (Atkinson, 1999). O que possibilitou que a separação por membranas passasse de apenas um processo laboratorial para um processo industrial foi o processo de fabrico de membranas anisotrópicas de Loeb-Sourirajan. A sua fabricação tornou viável a utilização do processo de osmose inversa (Loeb e Sourirajan, 1963), pois o fluxo originado por este tipo de membrana era 10 vezes superior ao de qualquer membrana disponível na altura, o que se traduziu numa utilização potencial da osmose inversa como método de dessalinização de água (Atkinson, 1999).

Nos anos 1980s a tecnologia de separação por membranas encontrava-se já estabilizada no mercado, no entanto não era utilizada para tratamento de águas residuais devido à sua rápida colmatção. Essa limitação foi ultrapassada pelo desenvolvimento de um sistema de microfiltração recorrendo a fibras ocas com fluxo de ar invertido pela empresa australiana Memtec, que depois em 1992 foi utilizado pelo *Orange County Water District* em testes piloto como pré-tratamento ao processo de osmose inversa (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

Os sistemas de osmose inversa foram os primeiros tipos de sistemas de membranas a serem utilizados em tratamento avançado de águas residuais. As primeiras aplicações eram essencialmente específicas à reutilização de águas residuais ou à recarga de aquíferos subterrâneos, no entanto a sua aplicação era limitada geograficamente a áreas com problemas de falta de água (Water Environment Federation, 2006).

A tecnologia de separação por membranas é vista como um processo eficiente no tratamento de água residual, conseguindo garantir os usos mais exigentes a custos competitivos, pelo que tem vindo a ter uma aderência significativa na recuperação e reutilização de água residual, uma vez que as exigências de qualidade da água para esta prática têm vindo a ser cada vez maiores devido a normas cada vez mais exigentes (Acero *et al.*, 2010 e Fane, 2007). O aumento nos critérios de qualidade deve-se essencialmente à percepção e descoberta de cada vez mais compostos prejudiciais à saúde humana presentes nas águas residuais. Salienta-se um exemplo onde mais de 200 compostos químicos diferentes foram identificadas em efluentes secundários de estações de tratamento de águas residuais que podem ser um risco para a saúde humana e ambiental. Muitos destes compostos químicos não são facilmente degradados e podem portanto induzir efeitos a longo termo no ambiente e consequentemente no homem (Acero *et al.*, 2010). Outro problema associado às águas residuais são os microrganismos patogénicos, que representam a ameaça mais comum na reutilização de águas residuais tratadas, devido à elevada concentração de espécies potencialmente infecciosas que estão presentes de forma rotineira nos efluentes secundários de ETAR (Wintgens, *et al.*, 2004).

Apresenta-se no quadro 5 vantagens e desvantagens dos processos de separação por membranas utilizados no tratamento de águas e águas residuais.

Quadro 5. Vantagens e desvantagens dos processos de separação por membranas (EPRI Community Environmental Center, 1997).

Vantagens	Desvantagens
Menor utilização de químicos para tratamento	Utilizam mais electricidade; sistemas de elevada pressão podem ter custos energéticos elevados
Utilizam menos espaço (equipamento de membranas necessita de menos 90 a 95 % do espaço que uma estação de tratamento convencional)	Podem necessitar de pré-tratamentos para prevenir colmatações; estações de pré-tratamento aumentam as necessidades de espaço
Não necessitam de manuseamento e eliminação de resíduos	Necessitam de eliminação de concentrado
Menores requisitos de operação; podem ser automatizados facilmente	Necessidade de substituição de membranas a cada cerca de 5 anos
Removem matéria orgânica natural (um precursor dos produtos de desinfecção) e matéria inorgânica	Melhor desempenho em águas subterrâneas ou de superfície com menores concentrações de sólidos
Possibilidade de utilizar membranas de baixa pressão; custos de sistema tornam-se competitivos com processos convencionais de tratamento de água	Fluxo de água diminui gradualmente com o tempo
Removem bactérias e vírus e <i>Cryptosporidium</i>	Taxas de recuperação menores que 100%

A recuperação e reutilização de água residual possui aspectos que necessitam de ser estudados. Nomeadamente água com concentrações elevadas de matéria orgânica, aquando a desinfecção com cloro ou compostos clorados, pode ocorrer formação de subprodutos da desinfecção (SPD) prejudiciais à saúde humana e ao ambiente. Neste aspecto os processos de separação por membranas são vantajosos, pois conseguem remover matéria orgânica natural, evitando assim a formação destes subprodutos. Os organismos patogénicos são um dos outros aspectos passíveis de atenção, e mais uma vez a separação por membranas torna-se bastante vantajosa uma vez que possui a capacidade de os remover na sua totalidade.

Os processos de separação por membranas são também utilizados, de uma forma geral, para remover da água sólidos suspensos, sólidos dissolvidos totais, constituintes específicos (p.e. nutrientes e metais) e compostos sintéticos (EPRI Community Environmental Center, 1997).

3.1. Definição e Classificação de Membranas

Uma membrana consiste numa estrutura fina semipermeável que possui a capacidade de regular trocas de massa entre as duas fases que separa, mais concretamente, consegue regular a passagem de constituintes entre uma fase A e uma fase B, sendo esta permeação função das propriedades

químicas e físicas dos constituintes e da selectividade da membrana em relação a estes (Water Environment Federation, 2006 e Asano *et al.*, 2007). Na figura 5 encontra-se representado um esquema do processo de separação por membranas.

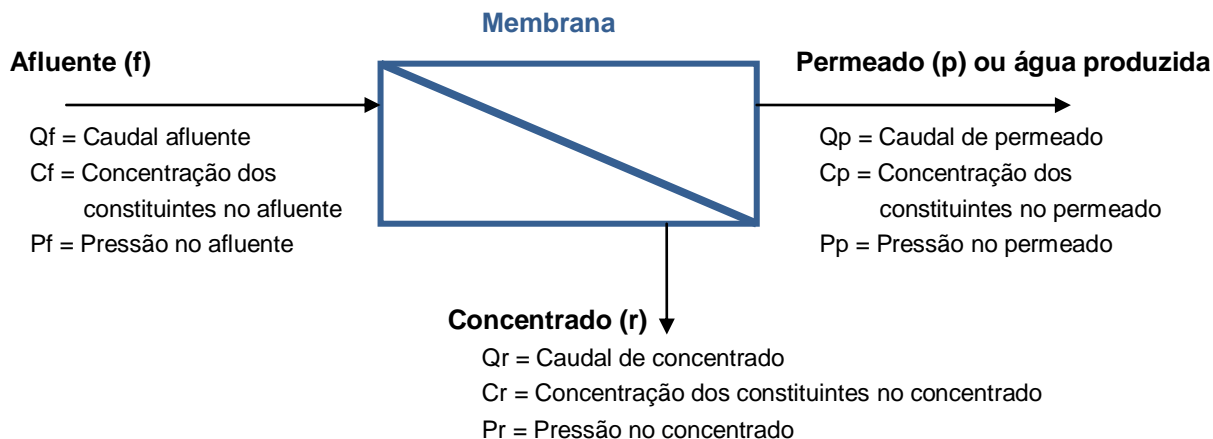


Figura 5. Esquemática da operação por um processo de separação por membranas (adaptado de Asano *et al.*, 2007).

Em todos os processos de separação por membranas o caudal afluente à membrana é separado em dois caudais, o permeado, que corresponde à parte da solução que atravessa a membrana, e o concentrado, que é constituído pelas espécies retidas pela membrana. O processo de separação ocorre essencialmente de acordo com dois modos operatórios, que dependem do tamanho das partículas a serem retidas: o fluxo perpendicular (partículas de maiores dimensões) e o fluxo tangencial (partículas de menores dimensões) (Mulder, 1996).

O fluxo perpendicular (*dead-end flow*) ocorre perpendicularmente à superfície da membrana. O fluxo ao atravessar a membrana origina uma retenção de material na sua superfície, no entanto este tipo de fluxo consegue originar uma taxa de recuperação de água de quase 100%. A retenção de material na superfície filtrante da membrana irá aumentar à medida que a filtração decorre, consequentemente irá causar obstrução à passagem do caudal afluente a ser filtrado e consequente diminuição do fluxo. Desta forma, quando o fluxo baixa até determinados valores, é necessário proceder à remoção dos sólidos retidos. A limpeza da membrana necessita que a filtração cesse, e por isso, este tipo de membranas possui funcionamento em descontínuo (Mulder, 1996 e Agoas, 2008).

O fluxo tangencial (*cross flow*) ocorre paralelamente à superfície da membrana, mas o fluxo é transportado transversalmente. O caudal afluente não passa na totalidade através da membrana, cerca de 20% passa sobre a membrana, não sendo filtrado. Um sistema de separação por

membranas a funcionar com fluxo tangencial permite recuperações de água na ordem dos 80% através de recirculação. A manutenção de uma velocidade constante de atravessamento através da membrana permite que o material retido na sua superfície seja deslocado e levado sob a forma de concentrado, o que proporciona que as membranas operem em modo contínuo, não necessitando de períodos de interrupção para limpeza (Mulder, 1996).

Comparando os dois tipos de fluxo, verifica-se uma menor acumulação de material na superfície da membrana em sistemas de membranas que operem com fluxo tangencial. Consequentemente o fluxo de permeado é mantido a um nível mais elevado do que no caso do mesmo sistema de membranas em fluxo perpendicular. A microfiltração pode ser efectuada segundo os dois tipos de fluxos, mas na ultrafiltração utiliza-se convencionalmente o fluxo tangencial (Mulder, 1996).

No que respeita à recuperação da água, os valores de recuperação alcançados dependem de vários factores, como por exemplo o número de estágios de membranas que um processo de tratamento possui. Podem então ser utilizados mais do que um estágio de membranas para o permeado ou para o concentrado, dependendo da qualidade que se pretende para cada um (Water Environment Federation, 2006).

O transporte de moléculas ou partículas através de uma membrana ocorre pela acção de uma força motriz ou um conjunto de forças motrizes. A extensão da força é determinada por um gradiente de potencial. As forças motrizes podem ser gradientes de potencial químico, físico e/ou eléctrico (Ho e Sirkar, 1992). Os processos de separação por membranas podem ser agrupados de acordo com a força motriz utilizada para que a permeação ocorra. O quadro 6 apresenta alguns processos de separação por membranas e a respectiva força motriz.

Quadro 6. Processos de membranas agrupados por tipo força motriz (Matsuura, 1994).

Força Motriz	Processo de Separação por Membrana
Pressão	Microfiltração
	Ultrafiltração
	Nanofiltração
	Osmose Inversa
	Permeação Gasosa
	Pervaporação
Temperatura	Destilação por Membrana
Concentração	Diálise
	Extracção por Membrana
	Osmose
Potencial eléctrico	Electrodiálise

A separação por membranas pode ser feita de acordo com variados processos que dependem do tipo de membrana utilizada. As membranas podem ser sólidas, líquidas ou gasosas. Na presente dissertação será dada apenas relevância às membranas sólidas, uma vez que correspondem ao tipo de membranas utilizadas no tratamento de águas residuais (Ho e Sirkar, 1992). No quadro 7 encontram-se exemplos de processos de separação por membranas sólidas.

Quadro 7. Tipos de processos de separação por membranas sólidas (adaptado de Mulder, 1996; Agoas, 2008; Ho e Sirkar, 1992).

Tipo de Separação	Fase 1	Membrana	Fase 2	Aplicação
Permeação gasosa	Gasosa	Sólida	Gasosa	Separação de misturas de gases
Pervaporação	Líquida	Sólida	Gasosa	Separação de misturas de líquidos voláteis
Diálise	Líquida	Sólida	Líquida	Separação de micro solutos e sais de soluções macromoleculares
Electrodialise	Líquida	Sólida	Líquida	Separação de iões da água e solutos não iónicos
Microfiltração	Líquida	Sólida	Líquida	Remoção de partículas em suspensão e consequente turvação, bactérias e protozoários
Ultrafiltração	Líquida	Sólida	Líquida	Separação de partículas em suspensão, bactérias, protozoários, vírus e compostos orgânicos de elevado peso molecular
Nanofiltração	Líquida	Sólida	Líquida	Separação de compostos orgânicos de baixo peso molecular e iões bivalentes
Osmose Inversa	Líquida	Sólida	Líquida	Separação de espécies de baixo peso molecular e iões monovalentes

Existem ainda outros tipos de separação, como por exemplo a passagem de um gás por uma membrana sólida, originando uma fase líquida e a passagem de uma fase líquida por uma membrana sólida, originando um líquido imiscível (Ho e Sirkar, 1992).

A classificação de membranas é feita de acordo com várias categorias, como por exemplo a natureza da força motriz de separação, o mecanismo de separação, o tamanho do poro da membrana, o tamanho nominal da separação alcançada (*Molecular Weigh CutOff* – MWCO ou também designado simplesmente por “cutt-off”) e o tipo de material de que a membrana é feita (sintético ou biológico). Com respeito ao tipo de material, as membranas utilizadas no tratamento de água são usualmente sintéticas e feitas de material polimérico. O tipo de polímeros que constituem a membrana decretam a afinidade desta pela água, podendo ser classificada como hidrofóbica (não apresenta afinidade pela água) ou hidrofílica (possui afinidade pela água). No tratamento de água e efluentes aquosos recorre-se idealmente a uma membrana hidrofílica, uma vez que favorece a passagem do fluxo através da membrana.

A classificação de membranas a nível da sua estrutura morfológica pode ser abordada de uma perspectiva física, existindo essencialmente duas categorias, as membranas microporosas e as

membranas assimétricas, tal como é referenciado em (Water Environment Federation, 2006). No entanto (Baker, 2004) classifica morfologicamente as membranas segundo duas categorias: isotrópica e anisotrópica (figura 6).

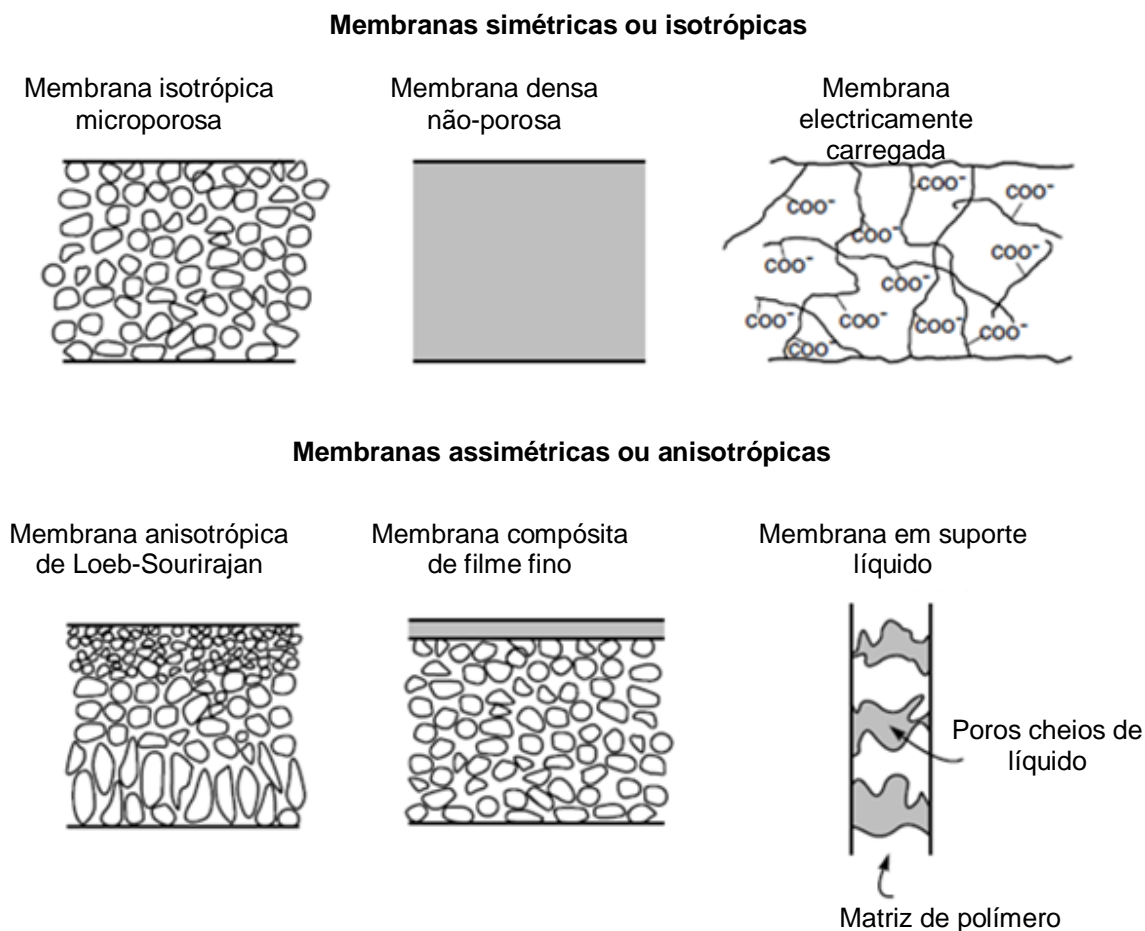


Figura 6. Representações esquemáticas dos principais tipos morfológicos de membranas (Baker, 2004).

As membranas isotrópicas (simétricas) possuem uma interface uniforme tanto em composição química como em natureza física e podem ser porosas ou densas.

As membranas anisotrópicas (assimétricas) consistem numa interface heterogénea, constituída por duas camadas diferentes que podem variar a nível físico (tamanho dos poros) e/ou a nível químico (tipo de material). As duas camadas possuem espessuras diferentes, a camada mais fina (menor que 1 μm) é utilizada como superfície filtrante ou selectiva e uma camada mais espessa (até 100 μm) e com poros maiores, que possui como função o suporte e estabilidade da membrana (Asano *et al.*, 2007; Baker, 2004 e Water Environment Federation, 2006).

Baker, 2004, agrupa as membranas microporosas, não-porosas ou densas e electricamente carregadas no grupo das Isotrópicas, e no grupo das Anisotrópicas encontram-se as membranas compósitas de filme fino, de Loeb-Sourirajan e em suporte líquido.

As membranas microporosas assemelham-se a um filtro convencional. São feitas apenas de um tipo de material, sendo por isso homogéneas no que respeita à composição química, no entanto a nível do tamanho do poro podem ser heterogéneas. A sua estrutura é rígida e bastante porosa e os poros apesar de distribuídos aleatoriamente, encontram-se interconectados. O tamanho dos poros varia numa gama de valores de 0,01 a 10 μm em diâmetro. A separação neste tipo de membranas ocorre pelo mecanismo de exclusão por tamanho (Baker, 2004). Os processos de microfiltração e ultrafiltração são processos onde são utilizadas membranas microporosas.

As membranas densas consistem num filme denso pelo qual os constituintes são difundidos através da membrana pela acção de forças motrizes. A separação dos constituintes de uma mistura baseia-se na taxa relativa de transporte de cada constituinte dentro da membrana, que é determinada pela sua difusão e solubilidade no material da membrana. Tal significa, que estas membranas têm a capacidade de reter certos constituintes e permear outros que possuem tamanhos similares na mesma mistura se as suas concentrações ou solubilidades na membrana diferirem significativamente (Baker, 2004). A maioria dos processos de separação por gás, pervaporação e osmose inversa utilizam membranas densas.

As membranas electricamente carregadas podem ser densas ou microporosas, no entanto o mais comum é a apresentação sob a forma microporosa. Estas membranas podem ser positiva ou negativamente carregadas, dependendo de nos seus poros estarem fixados iões positivos ou negativos, respectivamente. A concentração e valência dos iões na água afectam a sua separação, em que iões com maiores valências (2+ ou 3+) são fixados preferencialmente a iões monovalentes, e portanto existe uma menor separação destes últimos. Membranas electricamente carregadas são utilizadas para processar electrólitos na electrodialise, sendo também utilizadas em processos de nanofiltração (Baker, 2004 e Matsuura, 1994). Um estudo recente, com membranas positivamente carregadas e resistentes a solventes, demonstrou forte potencialidade da sua utilização no tratamento de águas residuais industriais devido às elevadas eficiências na remoção de iões metálicos multivalentes (Ba, 2010).

As membranas compósitas de filme fino resultam da união de uma camada fina (tipicamente entre 0,15 e 0,25 μm de espessura) de acetato de celulose, poliamida ou outra camada activa com um substrato mais poroso que confere estabilidade e suporte, usualmente de material diferente da primeira. A camada de superfície é responsável pelas propriedades de separação e taxas de permeação e a camada mais porosa proporciona a utilização de fluxos maiores. Este tipo de membranas é bastante utilizado em processos de osmose inversa (Baker, 2004 e Asano *et al.*, 2007).

As membranas apresentam-se sob variadas configurações, sendo os principais tipo as membranas tubulares, de fibra oca, placas planas e enroladas em espiral. Estas configurações são apresentadas em módulos de membranas (Tchobanoglous *et al.*, 2004). O quadro 8 apresenta um resumo dos tipos de configurações mencionados.

Quadro 8. Principais tipos de configurações de membranas (adaptado de Baker, 2004; Mulder, 1996 e Water Environment Federation, 2006).

Tipo de configuração	Descrição
Placas planas (<i>plate and frame</i>)	Consiste numa série de placas planas de membranas intercaladas com placas de suporte que conferem sustentação sólida à unidade de membrana. Presentemente são só utilizadas em sistemas de electrodialise e pervaporação e num número limitado de aplicações em osmose inversa e ultrafiltração com fluxos de colmatção elevada.
Enrolada em espiral (<i>spiral wound</i>)	Consiste numa forma rectangular de duas camadas de membranas colocadas paralelamente que possuem entre elas uma camada porosa e flexível denominada de espaçador (onde se recolhe o permeado). São seladas em 3 pontas e a ponta não selada está enrolada a um tubo perfurado que transporta o permeado para fora da membrana. Este tipo de configuração é mais sensível a colmatções do que as membranas de placa plana devido aos espaçadores, o que não permite a sua utilização em águas com turvação elevada se não existir pré-tratamento. São bastante utilizadas em processos de osmose inversa, no entanto também podem ser aplicadas na indústria alimentar em processos de ultrafiltração.
Tubular (<i>tubular</i>)	São geralmente limitadas ao processo de ultrafiltração. Os tubos consistem tipicamente num suporte de papel poroso ou de fibra de vidro porosa, dentro dos quais a membrana é formada. Este tipo de membranas não necessita de pré-filtração da água e são fáceis de limpar. Estão adaptadas ao tratamento de fluidos com viscosidade elevada. A sua maior desvantagem centra-se na baixa densidade de compactação e conseqüente aumento do custo capital.
Fibra oca (<i>hollow fiber</i>)	As fibras são emparelhadas em conjuntos de milhares ou milhões e inseridas numa única cápsula, providenciando unidades com uma grande área superficial. Proporcionam dois tipos de fluxo, de dentro para fora e de fora para dentro da fibra. Devido ao pequeno diâmetro (menor que 0,1 μm) a probabilidade de colmatção é elevada, o que leva a que a sua utilização seja apenas em tratamento de águas com um baixo conteúdo de sólidos suspensos. São maioritariamente utilizadas em processos de nanofiltração e osmose inversa, no entanto também podem ser aplicadas na ultrafiltração e microfiltração devido à capacidade de inversão de fluxo.

Os tipos de módulos mais utilizados no tratamento de água residual são os tubulares, fibra oca e enrolados em espiral (Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Os módulos em fibra oca são utilizados quer no tratamento secundário de águas residuais, associados a reactores biológicos de membranas (*Membrane Bioreactors – MBR*), quer no tratamento para reutilização de água residual, por exemplo em membranas de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa (Peinemann e Nunes, 2010).

Os módulos enrolados em espiral e tubulares não costumam ser utilizados em sistemas *MBR* (como tratamento secundário), uma vez que, no primeiro caso, a tendência para colmatar é elevada devido à alta concentração de sólidos em suspensão na água e, no segundo caso, devido à necessidade de uma grande área de implementação (Peinemann e Nunes, 2010). Pavlova *et al.*, 2005 refere que

apesar dos módulos de membranas tubulares possuírem elevada tolerância a colmatção, devido a serem excessivamente caras, são apenas utilizadas em processos de separação de águas com uma grande concentração de sólidos em suspensão. Tchobanoglous *et al.*, 2004 refere também que a configuração tubular não costuma ser utilizada em sistemas de separação por membranas para reutilização de água residuais.

As membranas enroladas em espiral são a excelência em reutilização de água residual devido a necessitarem de baixa área de implantação e terem custos de produção baixos (Wagner, 2001). Em termos de reutilização de água residual, a sua grande aplicação faz-se em processos de separação por nanofiltração e osmose inversa, que por necessitarem de pré-tratamento leva a que já tenha ocorrido uma redução do teor em sólidos em suspensão da água, o que se traduz num potencial de colmatção mais baixo (Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Pavlova *et al.*, 2005, ao comparar módulos de fibra oca com módulos enrolados em espiral, constatou que os enrolados em espiral possuíam maior resistência a colmatções, o que aparentemente reduzia os custos de pré-tratamento.

O mecanismo de separação que ocorre nas membranas é condicionado pela sua estrutura. A sua selecção encontra-se dependente de vários factores, nomeadamente a integridade mecânica da membrana, a resistência química e física aos efluentes a ser tratados e também o tipo de compostos a serem separados (Rushton *et al.*, 1996).

Existem essencialmente três mecanismos de separação que explicam os processos de membranas, são eles: a separação por exclusão por tamanho, a separação pelo modelo solução difusão e a separação por troca iónica. Cada mecanismo de separação é baseado apenas numa única propriedade específica dos constituintes alvo de separação, no entanto existem casos em que a separação pode ocorrer por mais do que um mecanismo ao mesmo tempo (American Water Works Association, 1996).

Um dos problemas associados à operação a longo termo de sistemas de separação por membranas é a colmatção (*fouling*) das mesmas. Esta prende-se com o facto das membranas reterem na sua superfície material com dimensões superiores aos seus poros, resultando em depósitos ou acumulação de material no lado da membrana em que se efectua a alimentação de caudal. A acumulação de material e passagem do fluxo através da membrana pode alterar a sua selectividade e produtividade, pois pode sofrer alterações físicas e químicas na sua estrutura (Schrader, 2006 e Noble e Stern, 1995). Koros *et al.* em Noble e Stern, 1995, reforça o previamente mencionado com a afirmação de que a colmatção é “o processo que resulta na perda de desempenho de uma membrana devido à deposição de substâncias suspensas ou dissolvidas na sua superfície externa, nas aberturas dos poros, ou dentro dos poros”.

Segundo Li *et al.*, 2008, o *Fouling* pode de uma forma geral ser classificado em dois grupos: como irreversível ou reversível, podendo ser descolmatado por inversão de fluxo ou não. No entanto

também pode ser classificado de acordo com a natureza dos colmatantes. O quadro 9 apresenta uma breve descrição dos tipos de fouling segundo a natureza das espécies colmatantes.

O fenómeno de *fouling* é diferente do fenómeno de concentração polarização. Ambos reduzem o “output” e as suas resistências são “aditivas”, ou seja, podem-se adicionar, originando uma resistência total. O *fouling* pode ser pensado como o efeito que causa perda de fluxo e que não pode ser revertido enquanto o processo estiver a decorrer. Variações na composição da água, nomeadamente aumento da concentração de substâncias ou viscosidade da água, diminuição da velocidade do caudal ou da pressão em algum momento da operação da membrana pode causar declínio do fluxo. A reposição dos valores de concentração, velocidade, etc., irá reverter esta diminuição de fluxo causada por estes factores, no entanto não irá repor o fluxo na sua totalidade se a membrana estiver colmatada (Noble e Stern, 1995). Neste aspecto devem ser implementadas estratégias de limpeza para remover o material colmatado e restaurar a produtividade. Nos casos em que o *fouling* não é reversível, é necessário trocar as membranas (Ba, 2010).

O *fouling* é também diferenciado da compactação da membrana. Esta resulta primariamente da deformação irreversível da membrana como resposta ao stress. Este fenómeno é visualizado em algumas membranas de osmose inversa, mas a pressões mais baixas como nas utilizadas nos processos de microfiltração e ultrafiltração, pode ser ignorado (Noble e Stern, 1995).

Quadro 9. Tipos de *fouling* segundo a natureza dos colmatantes (adaptado de Li *et al.*, 2008 e Wang *et al.*, 2008).

Tipos de <i>Fouling</i>	Descrição
Inorgânico / <i>Scaling</i>	<p>É causado pela precipitação de alguns minerais insolúveis, que formam uma camada de precipitado na superfície da membrana ou nos poros. Estes precipitados formam-se, pois a concentração de sais aumenta devido à perda de água por permeação, levando a que os minerais inorgânicos dissolvidos (e.g. carbonatos e sulfatos de cálcio, magnésio e ferro, e alguns minerais de sílica) atinjam o seu limite de solubilidade e precipitem na superfície ou poros da membrana.</p> <p>Outra razão possível que pode conduzir à formação de precipitados, é a o fenómeno de concentração de polarização.</p> <p>É um grave problema para as membranas de Osmose Inversa e Nanofiltração, uma vez que estas rejeitam espécies inorgânicas. Nas membranas de Microfiltração e Ultrafiltração, a colmatção por substâncias inorgânicas devido ao fenómeno de concentração de polarização é mais raro, mas pode existir devido às interações químicas entre iões e outros materiais colmatantes (exemplo polímeros orgânicos).</p> <p>Os processos de pré-tratamento, como por exemplo coagulação e oxidação, podem introduzir hidróxidos de metal na superfície ou nos poros da membrana caso não sejam dimensionados e operados correctamente. No caso de membranas de Ultrafiltração, métodos de limpeza como por exemplo a <i>enhanced backwash</i> (EBW), podem causar incrustações quando são operacionados incorrectamente.</p> <p>Este tipo de colmatção pode ser reduzido ou evitado com a adição de ácidos para reduzir as espécies aniónicas na água a ser tratada, pré-tratamento por adição de hidróxido de cálcio e agentes antiescalantes.</p>
Partículas / Coloides	<p>As partículas coloidais representam um dos tipos maiores de <i>fouling</i> nos processos de membranas. O tamanho destas partículas varia entre nanómetros e micrómetros. São exemplos de coloides inorgânicos, os óxidos de metal, minerais de argila, coloides de sílica e silício. Também existem vários coloides orgânicos e de origem biológica.</p> <p>As partículas e coloides formam uma camada, que eventualmente pode ser comprimida reduzindo o fluxo que atravessa a membrana. Inicialmente a formação desta camada não afecta significativamente a produtividade, no entanto, após a sua compressão, a produtividade diminui e é necessário remover a camada compactada. Este tipo de colmatção é fortemente reversível através de métodos de limpeza hidráulicos, como a reversão do sentido do caudal e limpeza com ar. O padrão de fluxo tangencial pode ser utilizado para controlar a colmatção por coloides.</p>
Microbiológico / <i>biofouling</i>	<p>Os microrganismos presentes na água residual são absorvidos ou aderem à membrana, formando uma camada fina chamada de biofilme. A colmatção biológica resulta da formação destes biofilmes na membrana. Podem ser de origem bacteriana, algal ou fúngica. Estes microrganismos são responsáveis pela produção e libertação de biopolímeros (polissacarídeos, proteínas, açúcares aminados) como resultado da sua actividade celular. Os processos de limpeza com biocidas, como o cloro, podem ser dificultado pela produção de substâncias poliméricas por parte de bactérias e que as protege. A severidade da colmatção microbiológica é fortemente relacionada com as características da água de tratamento.</p>
Orgânico	<p>O <i>fouling</i> orgânico é um dos principais tipos de colmatção nas membranas de Microfiltração e Ultrafiltração, uma vez que estas membranas são responsáveis pela separação de matéria em suspensão e também pela sua utilização como pré-tratamento a outros processos de separação por membranas. Nas membranas de osmose inversa e nanofiltração o colmatante orgânico mais comum é a matéria orgânica natural (NOM), seguido da matéria orgânica residual presente no efluente da ETAR.</p>

3.2. Processos de membranas utilizados na recuperação e reutilização de água residual: MF, UF, NF e OI

Como já foi referido os processos de separação por membranas que são utilizados no tratamento da água residual com o objectivo da sua reutilização são a microfiltração, a ultrafiltração, a nanofiltração e a osmose inversa. Na figura 7 apresenta-se um gráfico com os processos mencionados, os respectivos intervalos de separação e a correspondência com algumas substâncias, partículas e microrganismos, que cada membrana é capaz de remover.

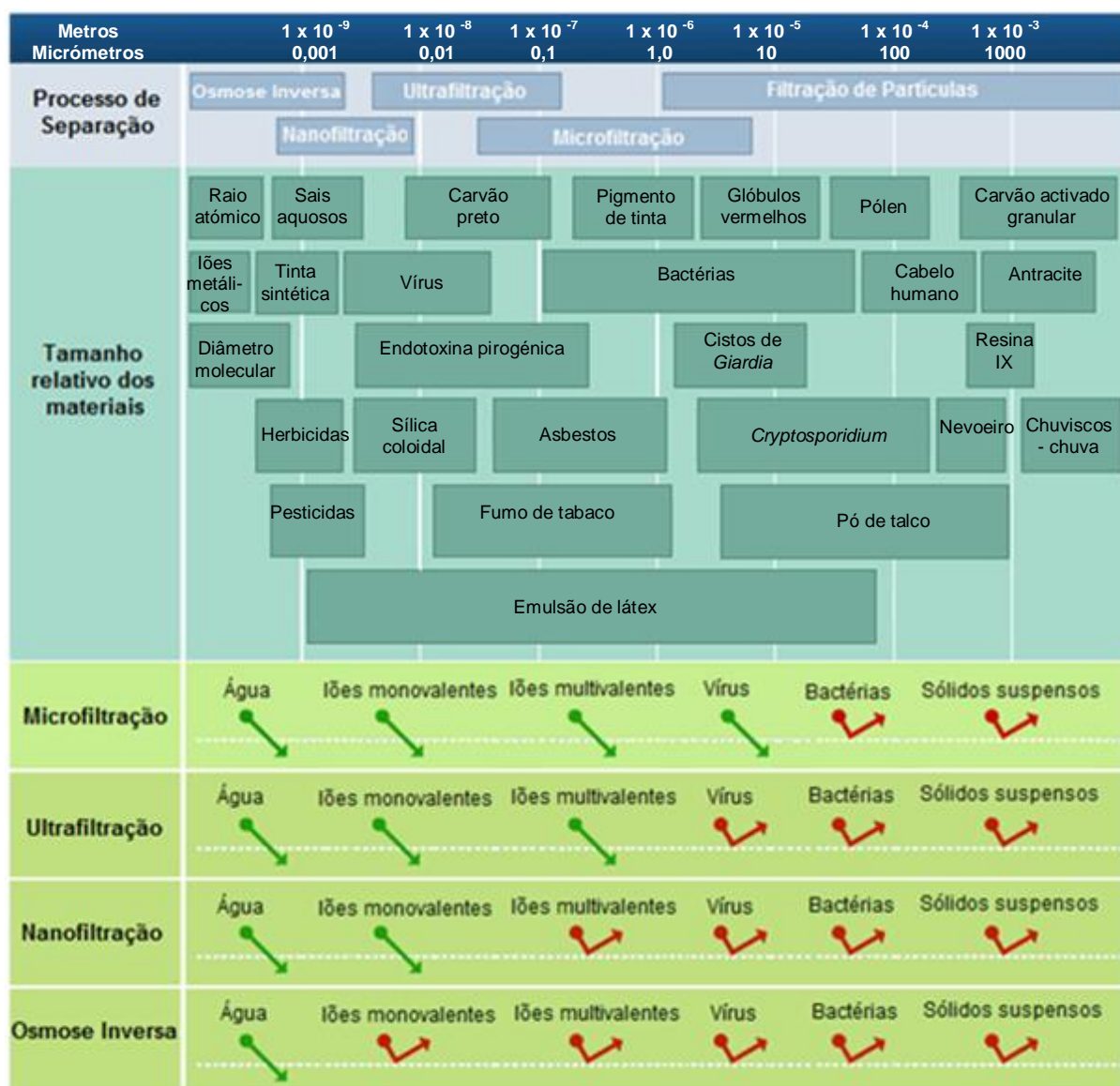


Figura 7. Espectro da filtração por membranas (adaptado de KOCH Membrane Systems, 2004 e Bacfree, 2010).

De uma forma geral, se tivermos só em conta os tamanhos dos poros, pode-se dizer que os materiais que possuem tamanhos superiores ao intervalo do processo de separação por membrana são

totalmente removidos, os que possuem tamanhos intermédios são parcialmente removidos e os que possuem tamanhos inferiores são totalmente permeados. Nas águas residuais existe uma gama variada de constituintes preocupantes para a saúde pública, especialmente quando se abrange a temática de reutilização, existindo uns mais preocupantes que outros, dependendo do tipo de reutilização. Sendo assim podem-se destacar da figura 7 as bactérias, vírus, cistos de *Giardia*, *Cryptosporidium*, iões metálicos, pesticidas e herbicidas.

Pode-se então observar pela figura 7 que as bactérias são parcialmente removidas de um efluente através de microfiltração, no entanto são totalmente removidas por membranas de ultrafiltração. O mesmo se passa com os cistos de *Giardia* e os microrganismos *Cryptosporidium*, contudo as percentagens de remoção deste último pela microfiltração são mais elevadas. Os vírus, devido ao seu tamanho, são quase totalmente permeados pelas membranas de microfiltração, no entanto a ultrafiltração consegue percentagens de remoção elevadas e os processos de nanofiltração e osmose inversa, teoricamente removem-nos na sua totalidade. No caso dos iões metálicos, o seu tamanho relativo está compreendido no intervalo de separação das membranas de osmose inversa, o que se traduz apenas numa remoção parcial e não completa. No caso de pesticidas e herbicidas, com tamanhos relativos similares, a osmose inversa atinge percentagens de remoção muito superiores do que no caso dos iões metálicos.

No quadro 10 apresenta-se um resumo das características dos processos de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa, nomeadamente a porosidade, a força motriz, o mecanismo de separação, o tipo morfológico e material utilizados mais comuns, o fluxo e os compostos que cada processo de separação consegue remover. Salienta-se a relação inversa entre a porosidade e a força motriz (Pressão), em que a força motriz necessária para que ocorra a separação aumenta à medida que o tamanho dos poros da membrana diminui.

A aplicabilidade e a sequência de processos de separação por membranas a utilizar no tratamento de águas residuais está dependente das características do próprio efluente, pelo que a selecção das membranas encontra-se fortemente relacionada com a constituição química da água residual. As águas residuais são efluentes que podem diferir significativamente entre si em termos de constituição química, sendo difícil dizer *a priori* como determinado sistema de membranas se irá comportar no tratamento da água. Neste aspecto as percentagens de remoção por cada tipo de constituinte irão variar de acordo com o tipo de membrana seleccionado (e.g. material) dentro do mesmo tipo de separação, por exemplo ultrafiltração. Por forma a escolher o tipo de membrana que melhor se adequa ao tratamento da água residual e consequente obtenção de certa qualidade da água, é usual realizarem-se testes piloto com vários tipos de membranas. Existe uma pré-selecção, baseada nas características providenciadas pelo fabricante e pelas análises a certos parâmetros da água a ser tratada (Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Tendo em consideração o tipo de mecanismo responsável pela separação, o tipo de compostos que cada processo remove e também as etapas de tratamento onde os processos são utilizados (e.g. pré-tratamento e tratamento avançado), os processos de separação por membranas estudados serão agrupados em dois grupos. O grupo que abrange a microfiltração e a ultrafiltração (3.2.1) e o grupo da nanofiltração e osmose inversa (3.2.2).

Quadro 10. Resumo dos processos de MF, UF, NF e OI (adaptado de Mulder, 1996 e Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Processo de Separação	Substâncias tipicamente removidas	Gama padrão de tamanho dos poros das membranas	Gama real de tamanho dos poros a que se dá a separação (µm)	Força Motriz (bar)	Tipo de membranas	Fluxo [L/(m ² .h.bar)]	Mecanismo de separação	Tipo de Material da Membrana
MF	Sólidos em suspensão, turvação, oocistos e cistos de protozoários, algumas bactérias e vírus	Macroporos 0,05 a 10 µm	0,08 – 2,0	Gradiente de pressão hidrostática ou vácuo em cápsulas abertas (0,1 – 2,0)	Porosa simétrica ou assimétrica	> 50	Tamanho do poro (Sieve)	Polipropileno, acrylonitrile, nylon e polytetrafluoroethylene
UF	Macromoléculas, coloides, maioria das bactérias, alguns vírus e proteínas	Mesoporos 1 a 100 nm	0,005 – 0,2	Gradiente de pressão hidrostática (1,0 – 5,0)	Porosa assimétrica	10 – 50	Tamanho do poro (Sieve)	Acetato de celulose e poliamidas aromáticas
NF	Compostos orgânicos de baixo peso molecular, íões bivalentes dissolvidos e vírus	Microporos < 2 nm	0,001 – 0,01	Gradiente de pressão hidrostática (5,0 – 20)	Assimétrica Homogênea [79] e Compósita	1,4 – 12	Tamanho do poro (Sieve) + solução/difusão + exclusão	Acetato de celulose e poliamidas aromáticas
OI	Cor, dureza, espécies de baixo peso molecular e íões monovalentes	Densa < 2 nm	0,0001 – 0,001	Gradiente de pressão hidrostática (10 – 100)	Assimétrica ou compósita	0,05 – 1,4	Solução/difusão + exclusão	Acetato de celulose e poliamidas aromáticas

3.2.1. Microfiltração e Ultrafiltração

Os processos de microfiltração e ultrafiltração são similares a nível da separação dos compostos do meio aquoso. O mecanismo que melhor explica a separação por estas membranas é o modelo poro-fluxo (*pore-flow*), que ao contrário do modelo de solução-difusão não apresenta uma teoria unificada. Tal deve-se à diversa gama de materiais e estruturas, que resultam em diferenças nos detalhes morfológicos e topológicos do poro, aos quais o mecanismo de separação encontra-se fortemente relacionado (McClure *et al.*, 2010). Segundo Baker, 2004, o transporte dos constituintes através membrana ocorre por fluxo convectivo criado por um diferencial de pressão nos poros. A separação ocorre por exclusão por tamanho (*sieving effect*), ou seja, pelo contraste entre o tamanho molecular das partículas e o tamanho e distribuição dos poros na membrana.

As taxas de rejeição encontram-se relacionadas com o tamanho das partículas e com a variação do tamanho dos poros (Baker, 2004). Para além da rejeição por tamanho dos contaminantes, os sólidos em suspensão ao depositarem-se na superfície da membrana, formam uma *membrana dinâmica*, que confere uma rejeição adicional dos contaminantes. Holdich e Boston, 1990, referem que as taxas de fluxo de permeado e retenção estão fortemente dependentes do tamanho e distribuição das partículas dos minerais que constituem a membrana dinâmica. Contudo, é necessário que ocorra limpeza periódica das membranas, por forma a melhorar as percentagens de rejeição (Water Environment Federation, 2006) e também por forma a aumentar o fluxo, que vai decrescendo com a colmatção da membrana (Salladini *et al.*, 2007).

A diferença entre os dois tipos de filtração encontra-se essencialmente no tamanho de poros. A microfiltração apresenta poros com tamanhos compreendidos entre 0,05 a 10 μm e a ultrafiltração possui poros com tamanhos compreendidos entre 0,001 e 0,1 μm , pelo que a ultrafiltração consegue remover compostos mais pequenos do que a microfiltração. Quando se fala em processos de microfiltração é comum falar em separação por tamanho dos compostos, enquanto que no caso de processos de ultrafiltração é usual referir-se à separação pelo peso molecular, mais concretamente pelo *cut-off*. As membranas de ultrafiltração possuem a capacidade de remover compostos de elevado peso molecular, possuindo um MWCO entre 100.000 e 300.000 Daltons. No quadro 11 podem-se verificar alguns tamanhos e pesos moleculares de contaminantes comuns presentes nas águas residuais (Asano *et al.*, 2007).

Quadro 11. Dimensões aparentes de iões, moléculas e pequenas partículas (Water Environment Federation, 2006).

Espécies	Gama de Dimensões (nm)		Peso Molecular (Da)
SST de um efluente secundário	1.000	150.000	
Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	8.000	12.000	
Cistos de <i>Cyclospora cayetanensis</i>	8.000	10.000	
Cistos de <i>Cryptosporidium parvum</i>	4.000	6.000	
Leveduras e fungos	1.000	10.000	
Bactérias	300	10.000	
<i>Escherichia coli</i>	1.100	1.500	
Emulsões de Óleo	100	10.000	
Sólidos coloidais	100	1.000	
Vírus	30	300	
Vírus da Hepatite A	27	27	
Enterovírus	25	30	
Proteínas/polissacarídeos	2	10	10.000 - 1.000.000
Enzimas	2	5	10.000 - 100.000
Antibióticos comuns	0,6	1,2	300 - 1.000
Moléculas orgânicas	0,3	0,8	30 – 500
Iões inorgânicos	0,2	0,4	10 – 100
Água	0,2	0,2	18

De acordo com o Quadro 11, verifica-se que muitos destes contaminantes podem ser removidos por membranas de microfiltração (50 a 10.000 nm), mesmo que não na sua totalidade, é o caso das espécies entre os sólidos suspensos totais (SST) de um efluente secundário e os vírus. Note-se que no caso dos vírus a rejeição por parte das membranas de MF é parcial.

O mesmo acontece para as membranas de ultrafiltração (1 a 100 nm), verifica-se a possibilidade de remoção de enzimas por parte destas membranas, e ao efectuar-se uma comparação entre os pesos moleculares das proteínas e polissacarídeos com os das enzimas, verifica-se possível remoção parcial destas espécies, em maior quantidade das proteínas.

As moléculas orgânicas, sais inorgânicos e a água são totalmente permeados por estes 2 tipos de membranas.

A filtração por membranas de MF ou UF tem tido um crescimento de utilização tanto no tratamento de água como de água residual na última década. A forte aposta no tratamento de águas residuais prende-se com a reutilização da mesma e também devido às normas cada vez mais rigorosas para a descarga de águas residuais tratadas (Bourgeois *et al.*, 2001).

Em esquemas de reutilização de água residual estes sistemas de separação por membranas são normalmente utilizados na sequência de tratamentos biológicos, com a finalidade de remover matéria particulada (patogénicos incluídos), matéria orgânica e alguns nutrientes que não são removidos nos clarificadores secundários. De uma forma geral, a MF é utilizada para remover sólidos suspensos,

incluindo microrganismos de dimensões maiores, como protozoários e bactérias; e a UF remove também vírus e compostos de elevado peso molecular dissolvidos (Wintgens *et al.*, 2004).

A água produzida por estes dois processos pode ser directamente utilizada para uma variedade de aplicações, desde que desinfectada e que vá de encontro às normas da reutilização pretendida (Asano *et al.*, 2007). Uma outra aplicação destas membranas é como pré-tratamento para processos de nanofiltração e osmose inversa (Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Apresenta-se no Quadro 12 o desempenho esperado pelos processos de separação por membranas de microfiltração e ultrafiltração no tratamento de águas provenientes de tratamento secundário. Os desempenhos dos processos encontram-se em percentagens de remoção por contaminante na água e na forma de intervalos.

Quadro 12. Desempenho esperado para os processos de separação por microfiltração e ultrafiltração para um efluente secundário (Asano *et al.*, 2007).

Constituinte	Rejeição	Variação de valores	
		Microfiltração	Ultrafiltração
Carbono Orgânico Total (COT)	%	45 - 65	50 – 75
Carência Bioquímica em Oxigénio (CBO)	%	75 - 90	80 – 90
Carência Química em Oxigénio (CQO)	%	70 - 85	75 – 90
Sólidos Suspensos Totais (SST)	%	95 - 98	96 - 99,9
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	%	0 - 2	0 – 2
NH ₄ ⁺ -N	%	5 - 15	5 – 15
NO ₃ ⁻ -N	%	0 - 2	0 – 2
PO ₄ ³⁻	%	0 - 2	0 – 2
SO ₄ ²⁻	%	0 - 1	0 – 1
Cl ⁻	%	0 - 1	0 – 1
Coliformes Totais ^a	log	2 - 5	3 – 6
Coliformes Fecais ^a	log	2 - 5	3 – 6
Protozoários ^a	log	2 - 5	> 6
Vírus ^a	log	0 - 2	2 – 7

a) Estes valores reflectem preocupações a nível de integridade do processo de tratamento, bem como variações no desempenho das membranas aquando realizados os testes de remoção.

Pode observar-se que no caso dos constituintes Fosfato, Nitrato, Sulfato e Cloretos, as remoções por este tipo de membranas são quase nulas, facto atribuído ao tamanho destas espécies. Relativamente aos sólidos suspensos totais as taxas de rejeição são bastante elevadas.

As percentagens de remoção podem ser melhoradas por recurso à conjugação da separação por membranas de MF ou UF com processos unitários, nomeadamente pela adição de químicos que favoreçam a precipitação química das substâncias a remover da água.

Os processos de microfiltração e ultrafiltração podem ser utilizados em conjugação com processos de precipitação química. Esta integração de operações irá contribuir para a obtenção de um permeado

mais descontaminado, bem como uma menor quantidade de lamas produzidas, do que no caso da utilização de técnicas convencionais de filtração por filtros *cartridge* e por troca iónica (Pabby *et al.*, 2009).

Choksuchart *et al.*, 2002, referem que uma das principais limitações à utilização de membranas de ultrafiltração é o fenómeno de colmatção, e se este fenómeno for controlado e minimizado, podem-se obter fluxos maiores que influenciam o tempo de vida da membrana, pois a sua capacidade de regeneração vai ser afectada. O objectivo do estudo realizado por Choksuchart *et al.*, 2002, foi a investigação de como a clarificação da água pode ser melhorada com uma membrana submersa de UF, e como factores como taxas de injeção de ar, densidade da fibra no módulo, concentração de substâncias suspensas e condições de coagulação podem influenciar o fenómeno de colmatção reversível. Os resultados obtidos mostraram que a coagulação com cloreto férrico com uma dose óptima de 0,1 g FeCl₃/ g de argila antes do processo de filtração, melhorou a remoção de partículas, registando-se uma remoção de turvação na ordem de 95% a 98% e uma turvação residual no permeado na ordem de 5 NTU. Este aumento da rejeição de partículas é explicado pelo tamanho do floco após coagulação, de 8 a 10 µm para 20 a 150 µm. A coagulação contribuiu também para a estabilização do fluxo de permeado, especialmente na presença da injeção de ar.

Ainda a respeito da utilização de pré-tratamento para membranas de MF e UF, salienta-se o estudo realizado por Lee *et al.*, 2007, com o objectivo de determinar a influencia dos pré-tratamentos por coagulação (sulfato de alumínio), carvão activado em pó (CAP) e filtração directa, ou conjugação destes, na colmatção da membrana quando aplicados antes da membrana de UF. Os autores Lee *et al.*, 2007, chegam à conclusão de que partículas entre 0,1 e 1,2 µm causam um impacto significativo na colmatção das membranas com ou sem coagulação. A dose de 50 mg/L de sulfato de alumínio foi responsável pela menor diminuição da colmatção da membrana de UF e a adição de uma dose de 100 mg/L de CAP demonstrou a menor diminuição do fluxo, seguido das doses de 50 e 150 mg/L. A filtração directa previamente à membrana de UF foi bastante eficiente na redução da colmatção da membrana. O estudo faz referência a outros estudos, em que a combinação da coagulação com a ultrafiltração no tratamento de água tende a reduzir a colmatção coloidal da membrana e melhorar a remoção de matéria orgânica dissolvida, por outro lado o CAP é mais eficiente que a coagulação na remoção de matéria orgânica dissolvida, mas aumenta o problema de colmatção e consequente declínio do fluxo.

Tam *et al.*, 2007, num estudo piloto para avaliar a qualidade do efluente obtido por um sistema composto por *membrane bioreactor* e osmose inversa (MBR/OI) e outro composto por microfiltração e osmose inversa (MF/OI) por forma a explorar a viabilidade da reclamação e reutilização de uma água residual tratada, verificaram que a membrana de MF conseguiu obter excelentes rejeições de sólidos, *E. coli* e vírus. A colmatção da membrana esteve sob controlo e os resultados obtidos sugerem que a membrana de MF pode produzir um permeado adequado para tratamento posterior por uma membrana de osmose inversa. Por sua vez, Arévalo *et al.*, 2009, tiveram como objectivo a comparação da qualidade do efluente produzido por um MBR e por uma membrana de UF, após

tratamento convencional por lamas activadas. A membrana de UF utilizada era de fluoreto de polivinilideno (PVDF) com uma porosidade média de 0,05 μm . A água a ser tratada passava previamente por um filtro de areia pressurizado cheio de areia de sílica, com um tamanho efectivo de 0,8 mm. No Quadro 13 apresentam-se os resultados obtidos referentes à qualidade do permeado.

Quadro 13. Sumário das características do permeado derivado do sistema de ultrafiltração (adaptado de Arévalo *et al.*, 2009).

Parâmetros	Unidades	Permeado da Ultrafiltração		
		Max	Min	Média
Turvação	NTU	0,8	0	0,15
SST	mg/L	7	0	1,2
Cor	(436 nm) m^{-1}	1,4	0,25	0,55
CQO	mg O_2 /L	170	22	75
Microrganismos Aeróbios totais	cfu/ 100 mL	256	0	89
Coliformes fecais	cfu/ 100 mL	9	0	1,4
<i>E. Coli</i>	cfu/ 100 mL	0	0	0
Coliphages	cfu/ 100 mL	1	0	0,3

O processo de separação por osmose inversa requer que a água, antes de passar pelas membranas, possua determinados critérios de qualidade. No que respeita à qualidade da água após tratamento pelo sistema de UF no estudo de Arévalo *et al.*, 2009, verifica-se que os valores médios de turvação e sólidos suspensos totais são superiores aos critérios de qualidade necessárias para tratamento por osmose inversa (respectivamente < 0,1 NTU e “abaixo do limite de detecção”) (Water Environment Federation, 2006). No que respeita aos parâmetros microbiológicos, os microrganismos aeróbios totais possuem uma média significativa, podendo contribuir para uma colmatação biológica da membrana (*biofouling*). Neste aspecto a utilização de agentes desinfectantes é de extrema importância.

Ainda com respeito à colmatação de origem biológica, salienta-se a avaliação de membranas de MF e UF como pré-tratamento para um sistema de osmose inversa na recuperação de água residual urbana para substituição de água potável numa fábrica de papel, por Ordóñez *et al.*, 2011, que referem que foi necessária uma constante desinfecção das membranas de MF e UF para evitar o *biofouling*. Referem também que as cloraminas proporcionam uma desinfecção eficiente para a água ser tratada por membranas de osmose inversa, conferindo-lhes um melhor desempenho que a desinfecção por cloro livre. No entanto existem outros tipos de colmatação que não dependem da desinfecção. Neste aspecto, o papel da limpeza por inversão de fluxo das membranas é fundamental. O estudo mencionado também demonstra que a limpeza das membranas por inversão de fluxo traduz-se num desempenho mais estável das mesmas.

Na figura 8 podem se observar as percentagens de remoção para alguns contaminantes obtidas pelos sistemas de membranas estudados para pré-tratamento por Ordóñez *et al.*, 2011. A diferença

observada entre as duas membranas de UF resulta essencialmente do tipo de configuração e do tamanho nominal do poro (n.p.s.), em que a S-UF(A) possui uma configuração enrolada em espiral e um n.p.s. de 0,05 μm e a S-UF(B) possui configuração de fibra oca e um n.p.s. de 0,02 μm (ambas as membranas de UF encontravam-se submersas). A membrana de MF tinha uma configuração de fibra oca, com um n.p.s de 0,05 μm e fluxo perpendicular.

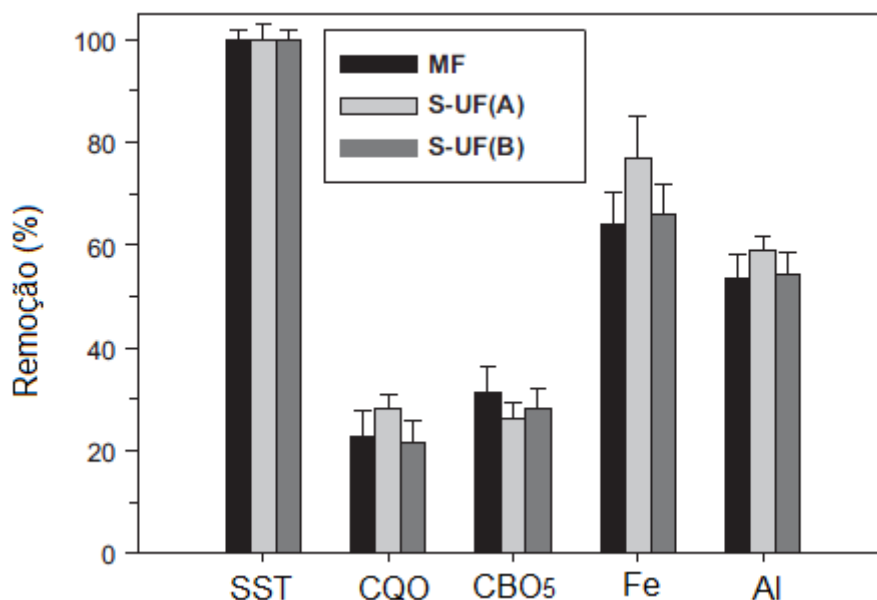


Figura 8. Comparação das eficiências de remoção de SST, CQO CBO5, Ferro e Alumínio para os três pré-tratamentos testados (Ordóñez *et al.*, 2011).

Na figura 8 pode observar-se que as eficiências de remoção de SST, obtidas pelos três sistemas de membranas atingiram perto de 100% e que o desvio padrão não é muito significativo. De uma forma geral, o sistema de pré-tratamento que obteve uma remoção mais elevada dos constituintes foi o da membrana S-UF(A). Se se comparar as eficiências de remoção com as apresentadas no quadro 12, verifica-se que a remoção de SST é semelhante, mas que a remoção de CQO e CBO₅ apresenta valores inferiores. Tal facto pode ser justificado pela tipologia da água residual, pois grande parte desta é de origem industrial, e também devido ao pré-tratamento antes do sistema de filtração por membranas (coagulação/floculação por FeCl₃ e poliacrilamida, seguida de filtração em areia e desinfecção por NaClO). O estudo por Ordóñez *et al.*, 2011, denotou ainda que os três tipos de membranas produziram permeado com elevada e constante qualidade, independentemente dos problemas de colmatção da membrana registados e das variações da qualidade da água residual. Os três sistemas apresentaram também elevadas percentagens de recuperação de água (MF – 95%, S-UF(A) e S-UF(B) – 85%), bem como em todos os testes efectuados foi obtido um SDI (*silt density index*) inferior a 3, que segundo Water Environment Federation (2006) está de acordo com os valores de pré-tratamento para o processo de separação por osmose inversa.

Por outro lado, Tchobanoglous *et al.*, 1998, ao estudar a ultrafiltração como processo avançado de tratamento para uma água residual urbana proveniente de um sistema de tratamento secundário por

lamas activadas, num teste piloto feito na Universidade da Califórnia, Davis, CA, obtiveram valores de remoção de 87,5% para a CBO₅ e 78,8% para a CQO, que se encontram de acordo com os valores de remoção apresentados no quadro 12. A qualidade do efluente do sistema de UF no que respeita a estes dois parâmetros, foi de 1,1 mg/L para a CBO₅ e 6,2 para a CQO. Relativamente ao parâmetro CBO₅, segundo Water Environment Federation (2006), está acordo com os valores de pré-tratamento para o processo de separação por osmose inversa. O sistema de UF é feito num único estágio, e possui uma recuperação de água na ordem dos 80%, incluindo as perdas aquando a limpeza por inversão de fluxo.

Bourgeois *et al.*, 2001, utilizaram uma membrana de ultrafiltração com um *cut-off* de 100 kDa para estudar o efeito de pré-tratamento ao sistema de UF. Foram considerados três efluentes: o efluente secundário filtrado (FSE), efluente secundário (SE) e efluente primário filtrado (FPE). O FSE e SE foram recolhidos de um decantador secundário, enquanto que o FPE de um decantador primário. É importante denotar que no caso do SE foi utilizada filtração por saco (200 µm) antes do sistema de UF por forma a retirar as partículas de maiores dimensões que pudessem danificar as membranas, ao passo que o FSE e FPE foram pré-filtrados num filtro granular de areia de sílica. Nas análises efectuadas, verificou-se uma completa remoção dos SST nos três efluentes considerados, e no caso das bactérias coliformes registaram-se dois episódios onde a sua contagem foi positiva, devendo-se num caso a uma fibra defeituosa e o outro caso a uma combinação de factores desfavoráveis ao funcionamento do processo. No entanto a nível do parâmetro CBO₅, o sistema de UF registou percentagens de remoção para o FSE de 69%, para o SE de 89% e para o FPE de 51%, tendo-se traduzido respectivamente em valores finais de 1 mg CBO₅/L, 1 mg CBO₅/L e 36 mg CBO₅/L. Se considerarmos apenas o efluente proveniente do decantador secundário, verifica-se que a existência de pré-filtração (filtro granular de areia de sílica com um tamanho efectivo de 0,9 mm) não afectou a qualidade final do parâmetro CBO₅, traduziu-se apenas num desempenho maior por parte do sistema de UF para o FPE. No entanto em questões de colmatção, o pré-tratamento ao sistema de UF pode ser vantajoso (Lee *et al.*, 2007).

Nguyen *et al.*, 2009, efectuaram um estudo comparativo entre membranas de MF e UF para o tratamento de um efluente proveniente de um sistema de tratamento secundário de lammas activadas seguido de lagoas. As membranas foram testadas por forma a encontrar o pré-tratamento, e de acordo com o efluente em questão, mais adequado para um processo de separação por osmose inversa. Foram utilizadas uma membrana de MF e outra de UF que diferem apenas no material, *cut-off* e pressão (MF – PVDF, n.p.s de 0,22 µm e 70 kPa; UF – PES, MWCO de 100 kDa e 110 kPa). O objectivo de Nguyen *et al.*, 2009 centrou-se na avaliação do carbono orgânico dissolvido (COD) e das fracções orgânicas hidrofóbica (HPO), transfílica (TPI) e hidrofílica (HPI), uma vez que as lagoas apresentavam problemas de crescimento de algas. O quadro 14 evidencia os resultados obtidos no estudo.

Quadro 14. Percentagens de remoção do COD e das fracções HPO, HPI e TPI das membranas de MF e UF
(adaptado de Nguyen *et al.*, 2009).

Membrana	Remoção (%)			
	COD	HPO	HPI	TPI
MF	2	2	5	< 1
UF	28	37	25	11

A recuperação de água foi maior na utilização do sistema de Microfiltração, no entanto a retenção de matéria orgânica dissolvida foi cerca de 2%, o que se traduz num valor limitante quando se considera a utilização da MF como pré-filtração de um processo de osmose inversa. Com respeito ao sistema de Ultrafiltração, a remoção de matéria orgânica dissolvida foi muito superior, cerca de 28%. Desta forma, e com respeito ao presente estudo, a Ultrafiltração traduz-se num processo mais adequado para pré-filtração de um sistema de osmose inversa.

3.2.2. Nanofiltração e Osmose Inversa

A nanofiltração e a osmose inversa são aplicadas comercialmente no mundo todo para reduzir a salinidade em águas potáveis, na recuperação e reutilização de água residual ou em aplicações industriais. A sua crescente utilização deriva do elevado nível de tratamento que conseguem alcançar sem recurso a agentes químicos, ou a vários processos de tratamento sequenciais, quando em comparação com os processos de tratamento convencionais (Bartels, 2006).

Os processos de separação por osmose inversa e nanofiltração necessitam que a água afluyente às membranas possua certos critérios de qualidade, maioritariamente devido a problemas de colmatção. Sendo assim é usual a utilização de sistemas de pré-tratamento, sendo estes numa vertente de reutilização de água residual quase exclusivamente por membranas de microfiltração ou ultrafiltração (Wilf, 2005). O nível de pré-tratamento influencia directamente o desempenho das membranas, possuindo suma importância para a remoção de microrganismos e matéria coloidal, cuja presença traduz-se numa diminuição do desempenho eficiente destas membranas (López-Ramírez *et al.*, 2006). Contudo o sistema de pré-tratamento, possui também o objectivo de adicionar químicos (ácidos ou antiescalantes) com a finalidade de prevenir a colmatção das membranas de NF e OI.

Para além da utilização dos processos de separação por microfiltração ou ultrafiltração como pré-tratamento, é também bastante comum o uso de filtros de cartuxo (*cartridge filters*) entre os processos de MF ou UF e o tratamento por osmose inversa ou nanofiltração. Estes filtros funcionam como barreira secundária no caso de falha no sistema de pré-tratamento ou para remover qualquer impureza resultante dos químicos adicionados para pré-condicionamento da água afluyente às membranas de NF ou OI (Asano *et al.*, 2007).

Existem várias diferenças entre os processos de nanofiltração e de osmose inversa, nomeadamente os mecanismos de separação. Pode-se falar também em termos de porosidade (Nanofiltração: 0,001 a 0,01 μm ; Osmose Inversa: 0,0001 a 0,001 μm) (Pabby *et al.*, 2009), no entanto esta classificação não é muito correcta, uma vez que as membranas de NF e OI não têm poros definidos como as

membranas de UF e MF, sendo mais correcto a utilização do termo *cut-off*. Contudo, estudos recentes que utilizaram Microscopia de Força Atómica sugerem que os poros das membranas de NF conseguem ser visualizados (Yacubowicz e Yacubowicz, 2005).

As membranas de nanofiltração podem classificar-se numa classe intermédia entre as membranas de ultrafiltração e de osmose inversa segundo Baker, 2004, e Pabby *et al.*, 2009, pois possuem propriedades de ambas. O processo de nanofiltração tem a capacidade de rejeitar contaminantes iónicos dissolvidos, no entanto apresentam taxas de rejeição muito baixas para sais monovalentes, caso dos cloretos e do sódio, e taxas de rejeição elevadas para compostos iónicos multivalentes (por exemplo 20% vs. 99%). Esta variação das percentagens de rejeição consoante a valência dos compostos iónicos pode apresentar vantagens ou desvantagens dependendo da finalidade da água, pode-se salientar que a permeação dos iões de cloro pode restringir a reutilização do permeado devido à corrosão causada pelos cloretos. Por outro lado, o concentrado contém menos cloretos e a sua reutilização ou incineração é menos perigosa (Pabby *et al.*, 2009). A NF é um processo de separação por membranas por gradiente de pressão (150 a 500 psi – 10 a 34 bar) e possui um *cut-off* na ordem de 200 a 1000 Daltons (Yacubowicz e Yacubowicz, 2005).

O processo de separação por osmose inversa produz permeado de qualidade mais elevada do que qualquer outra tecnologia de membranas por gradiente de pressão. Certos polímeros possibilitam rejeições superiores a 99% para todos os sólidos iónicos, possuindo MWCO entre 50 e 100 Daltons. Em contraste com a nanofiltração, a osmose inversa possui a capacidade de separar iões monovalentes, apesar da sua rejeição por estas membranas não ser tão significativa como no caso de iões multivalentes. Contudo as novas membranas compósitas de filme fino de osmose inversa exibem propriedades elevadas de rejeição, apresentando poucas diferenças nas características da rejeição dos compostos iónicos como função da sua valência (Cartwright, 2010).

A acumulação de compostos iónicos monovalentes na membrana é responsável pelo aumento significativo da pressão osmótica nesta. No caso de membranas de nanofiltração, como os sais monovalentes têm uma percentagem de retenção muito baixa, ao não serem retidos pela membrana, mantêm a pressão osmótica baixa e consequentemente a pressão transmembrana necessária para que ocorra a permeação é mais baixa quando comparada com a necessária para que ocorra permeação nas membranas de osmose inversa (Pabby *et al.*, 2009).

O modelo de solução-difusão descreve o transporte de soluto e solvente pelas membranas de osmose inversa e nanofiltração. Este modelo baseia-se nas diferenças de solubilidade e difusão dos solutos e solvente pelo material da membrana. Os permeados dissolvem-se no material da membrana e são difundidos através desta na direcção de um gradiente de concentração, sendo então separados pelas diferenças das solubilidades em relação ao material da membrana e pelas diferentes taxas às quais os permeados se difundem na membrana (relacionadas com o tamanho das moléculas). A separação ocorre na camada densa de polímeros das membranas e a difusão das moléculas ocorre, pois as cadeias de polímeros de que a matriz da membrana é constituída

encontram-se em constante movimento térmico, originando espaços volumosos livres de carácter transitório (normalmente inferiores a 5 Å em diâmetro), por onde ocorre a permeação (Baker, 2004).

Apesar do modelo de solução-difusão apresentar uma teoria unificada, a separação por membranas de osmose inversa ocorre por um mecanismo que não é compreendido na sua totalidade. Vários especialistas apresentam modelos de mecanismos pelos quais o transporte de constituintes é feito nas membranas de osmose inversa, sendo alguns modelos variações de outros já existentes. Não existe portanto um mecanismo único que explique como ocorre a separação neste tipo de membranas (Cartwright, 2010 e Williams, 2003). No entanto para Tchobanoglous *et al.*, 2004, e Asano *et al.*, 2007, o princípio que rege a separação por membranas de osmose inversa é o modelo de solução-difusão e no caso das membranas de nanofiltração existem dois princípios principais, o modelo de solução-difusão e a separação baseada na carga iónica. A exclusão por tamanho também se verifica nos dois processos, no entanto não é usual referir-se a este tipo de separação nestes processos.

Com respeito à separação baseada na carga iónica pelas membranas de nanofiltração. Esta é uma característica deste tipo de membranas, existindo membranas que possuem a capacidade de reterem iões negativos e outras de reterem iões positivos. Esta capacidade encontra-se relacionada com a carga da superfície da membrana e desempenha um papel fundamental no mecanismo de transporte e propriedades de separação. A maioria das membranas de NF são negativamente carregadas a pH neutro (Yacubowicz e Yacubowicz, 2005).

Tal como nas membranas de MF e UF, apresenta-se no quadro 15 uma compilação de valores de percentagens de remoção de alguns contaminantes por membranas de NF e OI utilizadas no tratamento de águas residuais provenientes de sistemas de tratamento secundário.

De forma geral pode-se observar pelo quadro 15 que as percentagens de remoção são maiores para as membranas de osmose inversa do que para as de nanofiltração, em especial no caso das substâncias iónicas monovalentes (por exemplo Cloretos, Nitratos, Cianetos, Flúor).

No caso do arsénio (III) regista-se uma percentagem de remoção inferior a 40%, o que é reforçado pelo estudo realizado por Gergely, 2001, em que registou uma retenção entre 10 a 40 % para os iões de arsénio (III) por membranas de nanofiltração. Contudo, por conversão do arsénio (III) a arsénio (V), a rejeição deste último por parte das membranas de nanofiltração aumenta consideravelmente, até uma eficiência entre 90 a 95 % (por parte de membranas de NF com 45% de rejeição de cloreto de sódio (NaCl)).

Quadro 15. Valores de percentagens de remoção pelas membranas de nanofiltração e osmose inversa.

Constituinte	Rejeição	Nanofiltração	Ref ^a	Osmose Inversa	Ref ^a
Carbono Orgânico Total	%	90 - 98	[1]	90 - 98	[1]
CQO	%	90	[2]	97,7	[6]
SST	%	76,6 - 77,8 - 83,9 - 85,9 - 87,1	[5]	79,3 - 94,6	[6]
SDT	%	40 - 60	[1]	90 - 98	[1]
Cor	%	90 - 96	[1]	90 - 96	[1]
Dureza	%	80 - 85	[1]	90 - 98	[1]
Cloreto de Sódio	%	10 - 50	[1]	90 - 99	[1]
Cloreto de Cálcio	%	80 - 95	[1]	90 - 99	[1]
Sulfato Sódio	%	10 - 50	[1]	90 - 99	[1]
Sulfato Magnésio	%	80 - 95	[1]	95 - 99	[1]
Nitrato	%	10 - 30	[1]	84 - 96	[1]
Flúor	%	10 - 50	[1]	90 - 98	[1]
Arsénio (III)	%	< 40	[1]	85 - 95	[1]
Atrazina	%	85 - 90	[1]	90 - 96	[1]
Proteínas	log	3 - 5	[1]	4 - 7	[1]
Bactérias	log	3 - 6	[1]	4 - 7	[1]
Protozoários a	log	> 6	[1]	> 7	[1]
Vírus a	log	3 - 5	[1]	4 - 7	[1]
Alumínio	%	> 90	[3]	97 - 98	[4]
Ferro	%	> 90	[3]	98 - 99	[4]
Manganês	%	> 90	[3]	96 - 98	[4]
Sulfatos	%	> 90	[3]	99+	[4]
Arsénio	%	> 90	[3]	94 - 96	[4]
Cádmio	%	> 90	[3]	96 - 98	[4]
Crómio	%	> 90	[3]	96 - 98	[4]
Cobre	%	> 90	[3]	97 - 99	[4]
Cianetos	%	< 50	[3]	90 - 95	[4]
Chumbo	%	> 90	[3]	96 - 98	[4]
Mercúrio	%	< 50	[3]	96 - 98	[4]
Níquel	%	> 90	[3]	97 - 99	[4]
[1] (Asano <i>et al.</i> , 2007)		[4] (Excel Water Technologies Inc., 2007)			
[2] (Yacubowicz e Yacubowicz, 2005)		[5] (Wu <i>et al.</i> , 2002)			
[3] (Mulder, 1996)		[6] (Schoeman e Strachan, 2009)			

As membranas de nanofiltração são utilizadas em variados campos de aplicação, como por exemplo nas indústrias da alimentação e laticínios, papel e celulose, electrónica, têxtil, em processos químicos, mas a aplicação primária deste tipo de membranas é no tratamento de água. Yacubowicz e Yacubowicz, 2005, evidenciam dois casos de aplicação destas membranas, um em que um sistema de nanofiltração foi instalado para afinar o efluente de uma fábrica de papel, salientando que removeu de forma consistente mais de 90% da Carência Química em Oxigénio, 80% da dureza e 90% dos sulfatos; e outro como auxílio a um sistema de tratamento de água convencional devido a problemas de qualidade oriundas das flutuações sazonais, tendo o sistema de NF se revelado o mais económico, eficaz e de confiança para este caso particular.

Num outro estudo sobre a avaliação de membranas de nanofiltração para filtração de um efluente de uma fábrica de papel, com o objectivo da sua reutilização, Mänttari *et al.*, 1997, obtiveram valores de redução de contaminantes bastante elevados (quadro16).

Quadro 16. Valores médios e intervalos de valores (em percentagem) de redução de contaminantes pela membrana de NF Desal-5 (Mänttari *et al.*, 1997).

Contaminante	Média da Redução (%)	Intervalo de Redução (%)
CQO	81,4	80,2 – 82,3
Carbono Total	83,2	81,6 – 84,3
Lignin (UV _{260 nm})	96,5	96,3 – 97,2
Cloretos (Cl ⁻)	23	14,8 – 32,8
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	98,2	98,0 – 98,4
Magnésio (Mg ²⁺)	98,5	97,9 – 99,0
Açúcar	96	90,8 – 98,8

Os resultados obtidos pelo teste-piloto realizado por Mänttari *et al.*, 1997, mostram que a qualidade do efluente tratado com as membranas de NF (Desal-5 e NF45) foram suficientes para que a água seja reutilizada, por exemplo como água de lavagem. No que respeita à investigação dos fluxos, verificou-se que a limpeza da membrana Desal-5 aumentou o fluxo de forma significativa e sem importante diminuição nas percentagens de remoção de contaminantes. Ao comparar os valores de redução obtidos pela membrana Desal-5 com os presentes no quadro 15, pode-se observar que nos casos da CQO e do carbono total a remoção é inferior aos valores presentes na literatura, no entanto no caso dos cloretos e sulfatos, e do magnésio por comparação de valências iónicas, as percentagens encontram-se de acordo com os valores de literatura.

A utilização de um sistema de membranas de osmose inversa ou nanofiltração para recuperação e reutilização de um efluente terciário derivado de um sistema convencional de tratamento de águas residuais, devido ao carácter qualitativo da água, é comumente colmatado pelos quatro tipos de *fouling* (coloidal, biológico, orgânico e inorgânico). O estudo feito por Bartels, 2006, sobre a utilização de membranas de osmose inversa na recuperação de água residual, averigua os tipos de problemas causados pelos quatro tipos de colmatção registados nas membranas e possíveis medidas para a sua prevenção/controlo. Bartels, 2006, refere que o material coloidal pode ser eficazmente controlado por pré-tratamento com membranas de microfiltração ou ultrafiltração, o cloro pode ser utilizado antes do pré-tratamento para controlar o *fouling* biológico e pode ser novamente utilizado após o pré-tratamento para minimizar o crescimento biológico nas membranas de nanofiltração e osmose inversa. Refere também que as membranas de osmose inversa têm pouca tolerância ao cloro livre, mas elevada tolerância às cloraminas (concentrações de cloraminas de 1-2 ppm devem ser mantidas para prevenir crescimento biológico nas membranas de OI). A colmatção de origem inorgânica é controlada por uma combinação de químicos antiescalantes, baixa recuperação e baixo pH. Não é incomum ter níveis elevados de cálcio, sílica, fosfatos, carbonatos e outros iões que causem incrustações. Um dos compostos mais problemáticos que forma precipitados e causa incrustações é o fosfato de cálcio. Algumas incrustações inorgânicas podem ser facilmente removidas por limpeza

das membranas, no entanto outras como a sílica são muito difíceis de remover. Como já foi referido, o *fouling* orgânico pode causar problemas de redução de fluxo em membranas de OI. Em tratamento de águas residuais este problema é acrescido, uma vez que estas podem conter entre 10 a 20 mg/L de matéria orgânica dissolvida (águas de superfície contêm entre 2 a 5 mg/L). Consequentemente a matéria orgânica pode ser adsorvida na membrana, causando redução do fluxo, e pode reagir com os agentes químicos antiescalantes formando precipitados na membrana. No estudo realizado por Bartels, 2006, é também referido que membranas de poliamida de osmose inversa podem tratar eficazmente água residual com valores de fluxo e rejeição bastante estáveis, e que membranas de baixo *fouling* têm um desempenho de sucesso no tratamento de água residual.

O arsénio e os compostos de arsénio são considerados tóxicos e perigosos para o ambiente pela Directiva 67/548/EEC da União Europeia. Os efeitos na saúde humana deste elemento e compostos são adversos, sendo considerados pela Agência Internacional de Pesquisa do Cancro (IARC) como carcinogénicos de grupo 1. Esta classificação faz com que seja necessário ter especial atenção em relação à presença de arsénio na água, o que levou à recomendação por parte da *World Health Organization* (WHO) de um novo valor máximo admissível de arsénio de 10 µg/L nas águas de consumo, que foi aceite tanto pela EPA (*Environmental Protection Agency*) nos Estados Unidos da América, como pela União Europeia, sendo também aceite por Portugal (Dec-Lei 306/2007). O estudo feito por Košutić *et al.*, 2005, utilizou quatro membranas de nanofiltração e uma membrana de osmose inversa para estudar a sua capacidade de remoção de arsénio e pesticidas de águas de consumo. Apresentam-se seguidamente os resultados de separação de sais inorgânicos, solutos orgânicos, pesticidas (água artificial) e outros parâmetros de qualidade (água subterrânea) pelas cinco membranas estudadas.

Quadro 17. Separação de sais inorgânicos de uma água artificial por quatro tipos de membranas de nanofiltração e uma de osmose inversa (adaptado de Košutić *et al.*, 2005).

Tipo de membrana	Pressão (kPa)	Na ₂ HAsO ₄ ^a		NaCl ^b		Na ₂ SO ₄ ^b	
		R	Qp (kg/m ² h)	R	Qp (kg/m ² h)	R	Qp (kg/m ² h)
NF270-1	689	0,877	57,9	0,577	68,5	0,997	64,8
	1013	0,891	84,8	0,636	98,8	0,997	94,7
NF270-2	689	0,831	67,6	0,642	75,6	0,998	71,4
	1013	0,864	99,7	0,662	110	0,997	107
NFC-1	689	0,811	7,3	0,563	7,3	0,994	6,7
	1013	0,846	10,9	0,632	10,7	0,992	10,0
NFC-2	689	0,893	10,9	0,530	9,9	0,991	9,4
	1013	0,906	16,1	0,649	14,6	0,987	14,5
CPA2	689	0,908	10,9	0,893	12,2	0,998	11,3
	1013	0,898	16,2	0,938	18,3	0,998	17,5

a C_{feed} = 100 µg/L
b C_{feed} = 300 mg/L

Os valores de R da membrana de osmose inversa CPA2 foram os mais elevados para cada um dos sais utilizados. Pode observar-se que a rejeição de cloreto de sódio é também a mais elevada por estas membranas. No entanto no caso dos sais Na₂HAsO₄ e Na₂SO₄, as percentagens de rejeição não

são muito maiores do que as registadas pelas membranas de nanofiltração. Os valores de permeação (Q_p) diferem significativamente com o aumento das pressões de operação, registando-se os maiores valores de Q_p para as membranas de nanofiltração tipo NF270.

O quadro seguinte apresenta percentagens de rejeição para alguns solutos orgânicos presentes numa água artificial, estudado por Košutić *et al.*, 2005.

Quadro 18. Rejeições (R) de alguns solutos orgânicos de uma água artificial, a 680 kPa, por quatro tipos de membranas de NF e uma membrana de OI (Košutić *et al.*, 2005).

Soluto	Massa molecular (g/mol)	Tamanho molecular (nm)	NF270-1	NF270-2	NFc-1	NFc-2	CPA2
Etanol	46,1	0,270	0,039	0,034	0,157	0,087	0,253
1,2-Etanodiol	62,1	0,326	0,089	0,101	0,098	0,088	0,538
2-Butanona	72,1	0,341	0,247	0,283	0,522	0,513	0,647
1,4-Dioxano	88,1	0,341	0,342	0,378	0,380	0,295	0,907
Glicerol	92,0	0,347	0,260	0,297	0,299	0,266	0,916
1,2-Crow-4	176,2	0,439	0,959	0,981	0,893	0,890	0,959
Glucose	180,0	0,574	0,930	0,944	0,924	0,907	0,937

NF270-1, NF270-2, NFc-1, NFc-2: membranas de nanofiltração
CPA2: membrana de osmose inversa

Em relação aos compostos orgânicos estudados apresentados, verifica-se que a membrana de osmose inversa de uma forma geral é também aquela que apresenta as maiores percentagens de remoção, quando em comparação com as outras membranas de nanofiltração, em especial para os compostos 1,4-Dioxano, Glicerol e 1,2-Crow-4.

Ainda referente ao estudo por Košutić *et al.*, 2005, apresentam-se valores de rejeições dos pesticidas 2,2-diclorovinil dimetil fosfato (DDVP), atrazina, triadimefão e diazinão de uma água artificial.

Quadro 19. Rejeições (R) de pesticidas de uma água artificial por quatro membranas de NF e uma membrana de OI (adaptado de Košutić *et al.*, 2005).

Pesticidas	Tamanho molecular (nm)	NF270-1	NF270-2	NFc-1	NFc-2	CPA2
2,2-diclorovinil (DDVP)	0,504	0,407	0,393	0,564	0,620	0,947
Atrazina	0,674	0,814	0,848	0,852	0,799	0,959
Triadimefão	0,743	0,998	0,992	0,634	0,667	0,783
Diazinão	0,834	0,931	0,905	0,939	0,861	-

No que respeita aos pesticidas estudados por Košutić *et al.*, 2005, o DDVP e a Atrazina têm remoções maiores para a membrana de osmose inversa, no entanto o triadimefão tem maiores remoções com as membranas NF270-1 e NF270-2, seguidas da membrana de osmose inversa (CPA2).

O quadro seguinte apresenta percentagens de rejeição de alguns constituintes, no entanto o teste piloto foi realizado para uma água subterrânea e não para uma água artificial.

Quadro 20. Rejeições de constituintes presentes numa água subterrânea de Osijek, Eslovénia (região a norte da Croácia) (Košutić *et al.*, 2005).

Constituinte	P (kPa) = 689					P (kPa) = 1013				
	NF270-1	NF270-2	NFc-1	NFc-2	CPA2	NF270-1	NF270-2	NFc-1	NFc-2	CPA2
Arsénio	0,983	0,955	0,943	0,917	0,994	0,994	0,998	0,955	0,960	0,994
Alcalinidade	0,619	0,649	0,608	0,582	0,987	0,678	0,686	0,698	0,678	0,978
Dureza Ca	0,693	0,709	0,661	0,651	1,00	0,771	0,771	0,760	0,737	0,972
Dureza Mg	0,783	0,826	0,687	0,583	0,929	0,844	0,893	0,828	0,811	0,975
Cloretos	0,215	0,185	0,108	0,138	0,923	0,303	0,434	0,184	0,368	1,00
Qp (kg/(m ² h))	53,9	62,6	7,3	10,9	10,9	79,8	91,7	10,9	16,1	16,2
N (x10 ¹⁶ m ⁻²)	1,164	1,560	0,140	0,161	0,557	1,851	2,827	0,154	0,204	0,670

Pode-se observar que as rejeições de arsénio pelas membranas de nanofiltração e osmose inversa são bastante elevadas. Verifica-se que para as duas pressões utilizadas, a rejeição de arsénio pelas membranas de osmose inversa é idêntica. As membranas de nanofiltração possuem uma maior percentagem de remoção de todos os constituintes à pressão de 1013 kPa. No caso do arsénio, ao comparar as rejeições alcançadas demonstradas no quadro 20 com as percentagens de remoção do quadro 15 para a osmose inversa (94 a 96%) e a nanofiltração (< 40%), verifica-se que são superiores, com especial relevância no caso da nanofiltração. Mencionou-se anteriormente com recurso ao estudo por Gergely, 2001, que as elevadas eficiências de remoção estão associadas ao estado de oxidação (V) do arsénio, enquanto que o arsénio (III) possui remoções entre 10 a 40%. Sendo assim, é passível de inferir que o arsénio removido no presente estudo, ou se encontra na forma iónica de oxidação (V) ou pode-se encontrar associada a outros elementos sob a forma inorgânica ou orgânica, com maior peso molecular, e por conseguinte recair na gama com o peso molecular de corte da nanofiltração (200 a 1000 Daltons).

É importante denotar que os valores encontrados na literatura são referentes ao tratamento de água residual, enquanto que no quadro 20 é referente a uma água subterrânea, não obstante as percentagens de remoção de arsénio são bastante elevadas no presente caso.

Como contaminantes emergentes, salientam-se os disruptores endócrinos e os compostos farmacêuticos, pois a sua presença em águas residuais urbanas tem sido cada vez mais notória. Tal facto, aliado ao impacto negativo destes contaminantes nos organismos aquáticos, mesmo em concentrações vestigiais, originou preocupações pela saúde humana devido a projectos de reutilização de água residual. O estudo feito por Snyder *et al.*, 2007, investiga a eficiência de vários tipos de membranas e carvão activado na remoção de disruptores endócrinos, compostos farmacêuticos e produtos de higiene pessoal de águas e águas residuais. No que respeita ao pré-tratamento feito pelas membranas de MF ou UF, o autor verifica que estas possuem pouca significância na remoção da maioria dos contaminantes orgânicos, contudo as membranas de OI

removem quase todos os compostos investigados até níveis mais baixos que os métodos de detecção. Contudo, foram detectados níveis vestigiais de alguns contaminantes no permeado da OI.

Apresenta-se no quadro 21 os resultados obtidos por Snyder *et al.*, 2007, de uma instalação de grande escala de MF – OI – POA (Processo de Oxidação Avançada) no tratamento de água proveniente de tratamento terciário e no quadro 22 os resultados médios obtidos de uma instalação de grande escala de MF seguida de dois estágios de OI no tratamento de água não desinfetada proveniente de tratamento secundário.

Quadro 21. Resultados da instalação de grande escala MF/OI/POA (adaptado de Snyder *et al.*, 2007).

Contaminante	Peso Molecular	Afluente MF (ng/L)	Permeado da MF (ng/L)	Permeado da OI (ng/L)	% Remoção após OI	Efluente UV (POA) (ng/L)
Cafeína	194,1	1037	994	< 10	> 98,994	< 10
Carbamazepina	236,3	258	237	< 1,0	> 99,578	< 1,0
DEET	191,3	3167	2430	4,4	99,819	2,2
Diclofenac	294	49	59	< 1,0	> 98,305	< 1,0
Dilantin	252,3	175	180	< 1,0	> 99,444	< 1,0
Erythromycin-H2O	734,5	191	181	< 1,0	> 99,447	< 1,0
Estradiol	272,4	11	14	< 1,0	> 92,857	< 1,0
Estrone	270,4	137	158	< 1,0	> 99,367	< 1,0
Galaxolide	258,4	1130	1084	11	98,985	< 10
Gemfibrozil	250,3	2740	3750	2,4	99,936	1,1
Hydrocodone	299,4	54	51	< 1,0	> 98,039	< 1,0
Ibuprofeno	206,3	379	500	< 1,0	> 99,8	< 1,0
Iopromide	791,1	127	131	< 1,0	> 99,236	< 1,0
Meprobamate	218,3	308	260	< 1,0	> 99,615	< 1,0
Musk ketone	294,3	61	68	< 10	> 85,294	< 10
Naproxen	230,3	516	621	1,2	99,807	< 1,0
Oxybenzone	228,1	121	77	6,1	92,078	2,1
Pentoxifylline	278,3	39	33	< 1,0	> 96,969	< 1,0
Sulfamethoxazole	253,3	1050	1030	1,9	99,815	< 1,0
TCEP	285,5	407	370	7,4	98	2,6
Triclosan	287,5	136	64	< 1,0	> 98,437	< 1,0
Trimethoprim	290,3	248	227	< 1,0	> 99,629	< 1,0

Pode observar-se que a maioria dos contaminantes encontra-se em concentrações abaixo de 1 ng/L, verificando-se eficiências por parte do sistema de osmose inversa bastante elevadas. A eficiência mais baixa que se registou, foi para o contaminante *Musk ketone*, com cerca de 85% de remoção. Em contrapartida, registaram-se eficiências superiores a 99% para 12 contaminantes.

O processo de oxidação avançada por radiação Ultravioleta (UV) é considerado eficiente na degradação de micropoluentes, como compostos farmacêuticos e pesticidas presentes na água. (American Water Works Association, 1999). Pode-se verificar pelo quadro 21 a redução de alguns contaminantes após oxidação com radiação UV, como por exemplo o TCEP, *oxybenzone*, gemfibrozil e DEET.

Os POA possuem a capacidade de produzir grandes concentrações de radicais hidroxilo (HO^\bullet), que funcionam como um forte agente oxidante, capaz de oxidar a maioria dos compostos orgânicos em dióxido de carbono, água e minerais ácidos (e.g. HCl). Estes processos permitem a degradação dos compostos orgânicos em vez de concentrá-los ou transferi-los para uma outra fase. Os POA necessitam de elevadas doses de radiação UV (1000 to 2000 mJ/cm^2) para que a reacção de fotólise seja iniciada, de modo a que sejam atingidos níveis de desinfecção significativos. No entanto, a nível de recuperação e reutilização de água residual, são utilizados com concentrações de CQO baixas e tipicamente a seguir a tratamento por osmose inversa, uma vez que elevadas concentrações de matéria oxidável necessita de quantidades elevadas de ozono e/ou peróxido de hidrogénio (H_2O_2) para gerar radicais hidroxilo, traduzindo-se em custos elevados (Asano *et al*, 2007). Salienta-se que a radiação necessária para oxidação de micropoluentes é superior à utilizada para a desinfecção de contaminantes microbiológicos (American Water Works Association, 1999).

A radiação UV é tida mais como um agente de desinfecção físico do que químico. O comprimento de onda adjacente à radiação UV no espectro electromagnético vai desde os 100 aos 400 nm, no entanto as propriedades germicidas da radiação UV situam-se entre os 245 e 285 nm. A radiação UV penetra nas paredes celulares das células dos microrganismos e ao ser absorvida pelos ácidos nucleicos causa-lhes danos, interferindo com os processos de síntese e divisão celular, resultando na inactivação dos microrganismos (Bitton, 2005).

Na reutilização de águas residuais, a desinfecção por radiação UV é utilizada para inactivar/destruir os organismos patogénicos responsáveis pela proliferação de doenças na e pela água, no entanto também possui a capacidade de oxidação de cloraminas, trihalometanos e o composto NDMA (American Water Works Association, 1999).

Observando-se o quadro 22, verifica-se que os resultados obtidos após o segundo estágio de osmose inversa apresentam concentrações bastante reduzidas, na sua maioria inferiores a 1 ng/L, com excepção da cafeína e do TCEP. Pode também observar-se que as percentagens de remoção pelo primeiro estágio de OI foram todas acima de 90%, na sua maioria acima de 99,5%. De uma forma geral, podem observar-se as variações entre o sistema de tratamento por osmose inversa caso fosse constituído por apenas um estágio ou então pelos dois estágios (percentagens a verde), verificando-se a remoção de compostos até níveis inferiores aos limites de detecção de compostos que não foram removidos só com um estágio de osmose inversa. No presente caso não se estudou o contaminante *Musk Ketone*, o qual no estudo anterior foi o que registou menor eficiência de remoção por parte do processo de osmose inversa.

Quadro 22. Resultados médios de uma instalação de grande escala de MF/dois estágios de OI (adaptado de Snyder *et al.*, 2007).

Contaminante	Peso Molecular	Afluente MF (ng/L)	Efluente MF (ng/L)	1º Estágio OI (ng/L)	% Remoção 1º Est. OI	2º Estágio OI (ng/L)	% Remoção Após os dois Estágios OI
Acetaminophen	151,2	16	10	< 1,0	> 90	< 1,0	> 90
Cafeína	194,1	3460	6125	16	99,738	1,2	99,98
Carbamazepina	236,3	174	271	< 1,0	> 99,631	< 1,0	> 99,631
DEET	191,3	2020	3365	3,4	99,898	< 1,0	> 99,97
Diclofenac	294	56	49	< 1,0	> 97,959	< 1,0	> 97,959
Dilantin	252,3	207	336	< 1,0	> 99,702	< 1,0	> 99,702
Erythromycin-H ₂ O	734,5	312	507	< 1,0	> 99,803	< 1,0	> 99,803
Estrone	270,4	85	63	< 1,0	> 98,412	< 1,0	> 98,412
Fluxetine	309,1	12	23	< 1,0	> 95,652	< 1,0	> 95,652
Gemfibrozil	250,3	2885	3040	2,7	99,911	< 1,0	> 99,967
Hydrocodone	299,4	62	104	< 1,0	> 99,038	< 1,0	> 99,038
Ibuprofeno	206,3	354	422	< 1,0	> 99,763	< 1,0	> 99,763
Iopromide	791,1	1670	1810	2,3	99,873	< 1,0	> 99,945
Meprobamate	218,3	230	341	< 1,0	> 99,706	< 1,0	> 99,706
Naproxen	230,3	1068	1205	2,0	99,834	< 1,0	> 99,917
Oxybenzone	228,1	31	60	1,9	96,833	< 1,0	> 98,333
Pentoxifylline	278,3	67	109	< 1,0	> 99,082	< 1,0	> 99,082
Sulfamethoxazole	253,3	341	805	2	99,751	< 1,0	> 99,876
TCEP	285,5	300	467	1,9	99,593	1,3	99,722
Triclosan	287,5	620	424	< 1,0	> 99,764	< 1,0	> 99,764
Trimethoprim	290,3	248	409	< 1,0	> 99,755	< 1,0	> 99,755

É importante denotar, que um segundo estágio de osmose inversa é mais eficiente que um processo por oxidação avançada por radiação ultravioleta. Por exemplo os compostos TCEP e DEET, para o esquema MF – OI – POA possuem concentrações na água de 2,6 e 2,2 ng/L, no caso do esquema MF – OI (1º estágio) – OI (2º estágio) possuem concentrações de 1,3 e menor que 1,0 ng/L.

Existem poucos estudos em que se utilize efluente real proveniente de uma ETAR com tratamento secundário para estudar as capacidades de retenção das membranas de osmose inversa. As diferenças que existem entre as membranas de osmose inversa e nanofiltração aquando o tratamento de um efluente residual real com tratamento secundário foi estudado primeiramente por Jacob *et al.*, 2010. Este estudo teve como objectivo a comparação de dois processos diferentes de tratamento secundário e terciário. O esquema de tratamento utilizado por Jacob *et al.*, 2010, apresenta-se na figura 9.

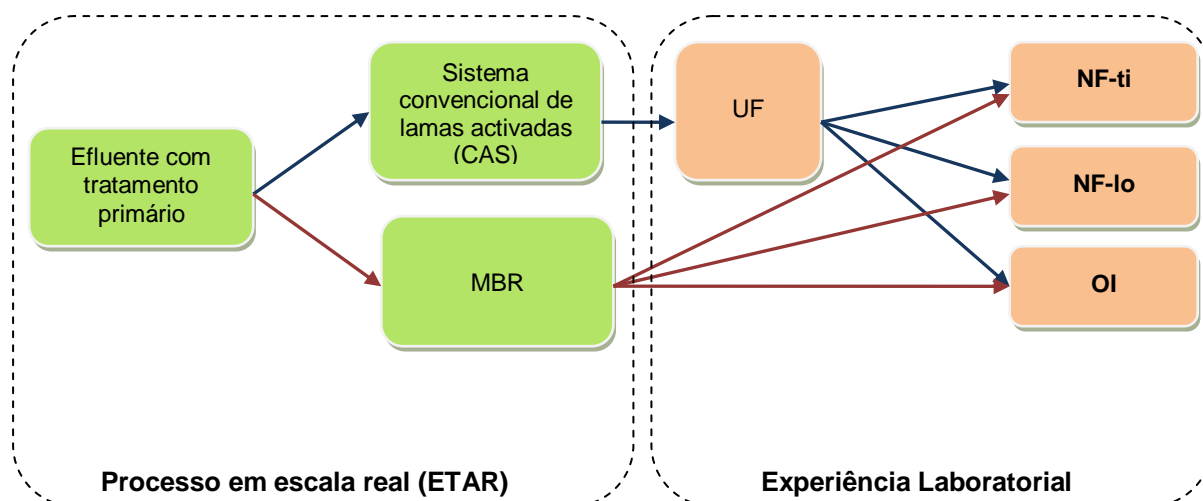


Figura 9. Esquema utilizado no teste piloto das membranas de nanofiltração e osmose inversa e pré-tratamento do efluente (adaptado de Jacob *et al.*, 2010).

As membranas de nanofiltração e osmose inversa utilizadas no estudo por Jacob *et al.*, 2010, são de poliamida compósitas de filme fino e as suas superfícies possuem carga negativa e tendem a ser hidrofóbicas, com excepção da NF-lo.

Quadro 23. Capacidade de retenção (%) pelas membranas de nanofiltração (NF-ti e NF-lo) e osmose inversa (OI) a diferentes pressões transmembranares e por diferentes efluentes (adaptado de Jacob *et al.*, 2010).

Pré - tratamento	NF-ti (%)				NF-lo (%)				OI (%)			
	UV210	UV254	COT	Cond	UV210	UV254	COT	Cond	UV210	UV254	COT	Cond
4 bar												
Média MBR-2	72	> 98	98	91	10	89	-	37	91	95	93	96
Média MBR-1	67	98	92	91	26	97	94	35	94	97	97	98
Média CAS+UF	-	-	-	-	-	-	-	-	93	> 98	96	96
8 bar												
Média MBR-2	79	97	91	93	11	96	61	47	95	> 98	95	97
Média MBR-1	79	> 98	93	93	32	94	91	37	97	> 98	97	98
Média CAS+UF	74	97	96	90	-	-	-	-	94	97	96	97
12 bar												
Média MBR-2	80	97	91	93	21	> 98	-	46	97	> 98	96	98
Média MBR-1	78	98	93	94	42	96	95	46	96	> 98	97	98
Média CAS+UF	-	-	-	-	-	-	-	-	96	> 98	96	98

A capacidade de colmatção de cada membrana também foi estudada por Jacob *et al.*, 2010. Concluíram que à mesma pressão, os efluentes mais concentrados (MBR-1 e CAS) demonstraram maior diminuição do fluxo do que o menos concentrado (MBR-2), o que significa para os autores, que mesmo uma pequena diferença na concentração de carbono orgânico total (COT) ou na condutividade, pode levar a diferentes comportamentos de colmatção. Em suma, as capacidades de retenção da osmose inversa são superiores às da nanofiltração e verifica-se pelo quadro anterior que o aumento da pressão transmembranar faz aumentar a capacidade de retenção das membranas de osmose inversa. A diferença principal na capacidade de retenção entre as membranas de OI e NF-ti é relativa às moléculas que absorvem UV a 210 nm. Na cromatografia realizada pelos autores, é demonstrado que as frações de baixo peso molecular são bem retidas pela OI, contrariamente à NF.

O estudo realizado por Moon *et al.*, 2005, compara as membranas de nanofiltração com as de osmose inversa na recuperação e reutilização de água residual para consumo humano. A água residual utilizada no teste piloto por membranas de OI e NF era proveniente das frações de restauração e dormitória do Instituto de Ciência e Tecnologia de Gwangju (GIST), em Gwangju, Coreia, sendo tratada por um sistema de MBR, seguida de um pré-tratamento por microfiltração (10 μm). A monitorização da permeabilidade da água e da remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) pelas membranas de NF e OI encontra-se nas figuras 10 e 11.

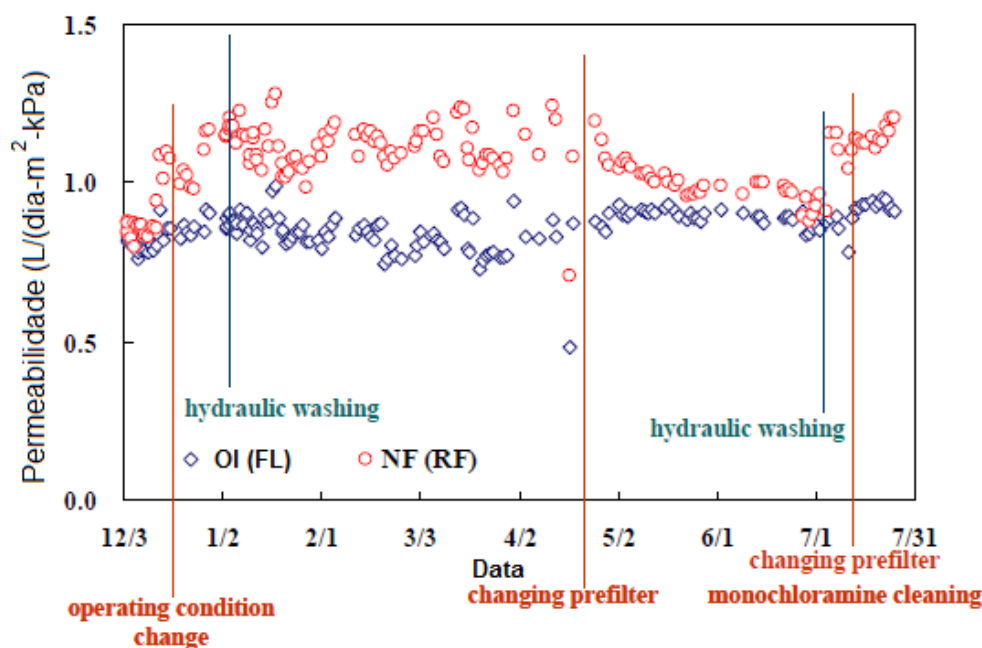


Figura 10. Permeabilidade da água a temperatura ambiente, da monitorização do sistema piloto de OI e NF (Moon *et al.*, 2005).

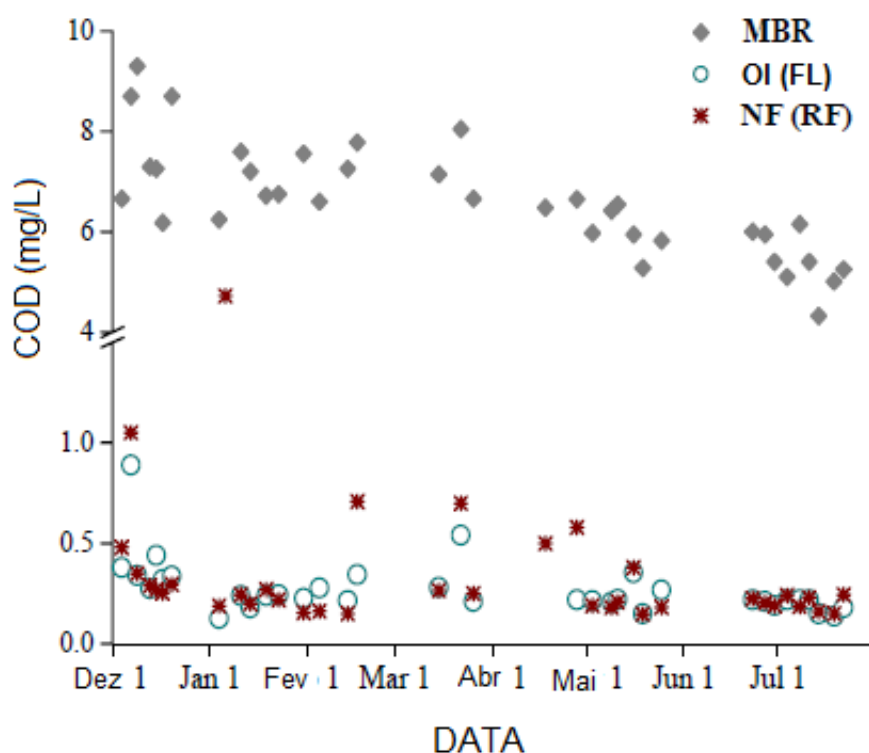


Figura 11. Concentração de carbono orgânico dissolvido na água tratada pelo MBR e nos permeados das membranas de OI e NF (Moon *et al.*, 2005).

Verifica-se que na operação dos sistemas de NF e OI, a água possui uma maior permeabilidade no sistema de NF, no entanto na remoção de COD, o permeado pelas membranas de OI apresenta picos mais pequenos do que no permeado pelas membranas de NF. A análise da presença de matéria orgânica na água é importante devido à formação de subprodutos de desinfecção.

Os SPD têm origem na reacção da matéria orgânica com cloro ou compostos clorados (e.g. cloraminas) aquando a desinfecção por estes agentes. Os trihalometanos e ácidos haloacéticos são dois grupos de SPD, existem no entanto outros compostos halogenados não identificados, que possuem riscos potenciais para a saúde, mas que ainda não foram bem estudados (Hua e Reckhow, 2008). Salienta-se a perigosidade dos trihalometanos para a saúde humana pelo seu potencial carcinogénico (McTigue e Symons, 2010).

Neste aspecto, ambos os sistemas estudados por Moon *et al.*, 2005, demonstraram concentrações de COD de cerca de 0,2 mg/L, que pode ser aceitável para água potável.

Tam *et al.*, 2007, realizaram testes piloto para averiguar duas possíveis combinações de tratamento para tratar água residual com o objectivo de reutilização. Estudaram a combinação MBR/OI e MF/RO e também a utilização de dois tipos diferentes de membranas de OI por forma a otimizar os custos de operação da unidade de osmose inversa. As características do efluente utilizado para os testes piloto bem como os permeados das membranas de osmose inversa das 3 fases consideradas apresentam-se no quadro 24. A fase 1 corresponde a uma água residual tratada pelo sistema de

MBR, as fases 2 e 3, a água a tratar é proveniente de um sistema de tratamento secundário de águas residuais, passando por pré-tratamento com microfiltração, diferindo nas membranas de osmose inversa estudadas. Na fase 2 utiliza-se uma membrana compósita com baixa colmatação (LFC1) na unidade de OI e na fase 3 utiliza-se uma membrana *energy saving* ESPA1 na unidade de OI.

No teste piloto realizado por Tam *et al.*, 2007, a água produzida quer pelas membranas de microfiltração, quer pelo sistema de MBR, não está em conformidade com as normas de água para consumo, no entanto, ambas podem ser utilizadas como água de reutilização em descargas de autoclismo, desde que os parâmetros microbiológicos e cor sejam corrigidos. Por outro lado, o permeado originado pelas membranas de OI está de acordo com os requerimentos de água para consumo estipulados pela US *Environmental Protection Agency* e pelas Directrizes da *World Health Organization* (WHO) e também com os regulamentados da lei portuguesa pelo Dec-Lei 306/2007.

Quadro 24. Parâmetros monitorizados no desempenho dos processos de tratamento da água residual, pré-tratamento e separação por osmose inversa (adaptado de Tam *et al.*, 2007).

Parâmetros	Fase 1		Efluente Secundário	Fase 2		Fase 3		Dec-Lei 306/2007 (Anexo I)
	Efluente MBR	Permeado OI		Permeado MF	Permeado OI	Permeado MF	Permeado OI	
SST (mg/L)	< 2	< 2	2	< 2	< 2	< 2	< 2	
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	< 2	< 2	3	< 2	< 2	< 2	< 2	
CQO (mg O ₂ /L)	17,5	< 2	23	17,9	< 2	20,1	< 2	
TKN (mg/L)	1,6	0,1	3,1	1,5	0,4	2,6	0,3	
NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	1,9	0,8	4,7	6,5	1,4	4,7	0,7	12,9
NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	0,3	0,1	NM	0,5	0,03	0,1	0,01	0,17
SDT (mg/L)	337	42	364	377	24	375	17	
Cor aparente (unidades Hazen)	37	< 1	44	41	< 2,5	41	< 2,5	20
pH	6,9	5,4	7,2	7,7	5,5	7,7	5,3	6,5 – 9,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	71,8	5,1	71	57,7	3,3	60,7	2,7	
Sílica (mg/L)	11,6	0,5	11,7	11,7	0,7	10,9	0,3	
Turvação (NTU)	NM	NM	0,6	NM	NM	NM	NM	4
Odor	/	/	2	3	1	2	1	3
Surfactantes totais (mg/L)	/	/	NM	< 2	< 2	< 2	< 2	
Condutividade (μS/cm)	569	27	NM	659	33	564	24	2500
<i>E. coli</i> (CFU/100 mL), % +ve	3,4 (44,3%)	ND	2,8x10 ⁵	2 (19,7%)	ND	2 (9,27%)	ND	0
Vírus (PFU/100mL)	1,2	ND	97	ND	ND	0,4	ND	
Estrogénios totais (E1 a E3) (μg/L)	38,2	4,7	38	38,0	4,4	/	/	
NM – não medidos								
ND – não detectados								

O estudo realizado por López-Ramírez *et al.*, 2006, teve como objectivo a comparação entre membranas de osmose inversa para recuperação e reutilização de água residual para recarga de aquíferos subterrâneos. Foram utilizadas membranas de acetato de celulose (CA) e poliamida (PA). As características e requerimentos das membranas são diferentes e são escolhidas de acordo com a composição da água residual a ser tratada e com o objectivo final da utilização da água. As águas residuais foram pré-tratadas de acordo com níveis diferentes de tratamento: intenso, moderado e mínimo.

No quadro 25 apresentam-se as análises efectuadas no efluente secundário e no permeado das membranas de osmose inversa.

Quadro 25. Análises da qualidade do efluente secundário e do permeado pelas diferentes membranas (média de cinco análises) (López-Ramírez *et al.*, 2006).

Parâmetro	CA		PA (pressão baixa)		PA (pressão muito baixa)		Normas água de consumo	
	Efluente secundário	Permeado OI	Efluente secundário	Permeado OI	Efluente secundário	Permeado OI	Guide level	Concentração máxima admissível
pH	8,1	7,0	7,9	7,4	7,8	7,2	6,5 – 8,5	9,5
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1568	66	1704	53	1655	52	400	-
COT (mg C/L)	10,1	1,08	11,12	1,09	10,37	1,01	-	-
CBO ₅ (mg O ₂ /L)	15	-	13	-	10	-	-	-
SS (mg/L)	19,2	0,0	21,3	0,0	23	0,0	Ausência	-
Turvação (NTU)	3,9	0,2	5,2	0,2	6,3	0,2	1 ^a	6 ^a
Sulfatos (mg/L)	143,7	5,1	186,8	3,5	201,2	3,7	25	250
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	119,2	18,5	61,7	7,9	64,9	8,3	25	50
Cloretos (mg/L)	243	9	305	6	285	6	25	-
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	5,65	0,03	11,02	0,12	8,08	0,08	400 ^b	5000 ^b
Cálcio (mg/L)	136,1	4,6	135,2	2,9	148,3	3,2	100	-
Magnésio (mg/L)	28,9	1,0	37,2	0,7	39,0	0,7	30	50
Coliformes totais (UFC/100mL)	8x10 ⁵	ND	7x10 ⁵	ND	8x10 ⁵	ND	-	0
Coliformes Fecais (UFC/100mL)	1x10 ⁵	ND	6x10 ⁴	ND	4x10 ⁴	ND	-	0
HPC (22°C) (UFC/mL)	9x10 ⁶	ND	6x10 ⁵	ND	7x10 ⁵	ND	-	-
ND – não detectado								
HPC – heterotrophic plate count								
a Unidade nefelométrica de turvação								
b (mg P ₂ O ₃ /L)								

Pode verificar-se que os sistemas de osmose inversa investigados para a recuperação de água residual, que visam a produção de água para recarga de aquíferos subterrâneos, são capazes de produzir água com qualidade que supera as normas de água para consumo (comparação com valores *Guide Level* e as concentrações máxima admissíveis presentes no quadro). Os autores referem que estas membranas possuem a capacidade de produzir água com quantidades reduzidas de poluentes e micropoluentes, no entanto também referem que neste campo de investigação são necessárias mais análises à água recuperada. A nível microbiológico, os microrganismos indicadores encontram-se ausentes da água recuperada e portanto pode ser reutilizada de forma segura, mesmo para a irrigação de culturas de vegetais. Não obstante, é importante incorporar um sistema multibarreira, contemplando uma desinfecção adequada.

3.3. Pós-Tratamento

A água tratada por processos de separação por membranas de nanofiltração e osmose inversa possui muito poucos minerais e quase nenhuma alcalinidade, o que se traduz numa água agressiva e propensa a amplas variações de pH, podendo conferir propriedades corrosivas à água (American Water Works Association, 2007).

Sendo assim, é necessário que após os processos de separação por osmose inversa ou nanofiltração a água passe por um conjunto de processos de pós-tratamento para ser estabilizada, nomeadamente para conferir à água alcalinidade e cálcio, entre outros minerais importantes. Esta necessidade de estabilização deve-se também pela adição de agentes químicos nos processos de pré-tratamento às membranas de osmose inversa e nanofiltração, como por exemplo a adição de agentes desinfectantes para controlar o potencial de colmatção biológica e reagentes ácidos para baixar o pH e prevenir a precipitação de carbonato de cálcio e formação de incrustações nas membranas (Water Environment Federation, 2006).

Os processos típicos de pós-tratamento utilizados após sistemas de tratamento por nanofiltração e osmose inversa constam no quadro 26.

É também usual, após o processo de estabilização química, a necessidade de recarbonatação da água, por forma a baixar o pH, pois a conjugação dos processos mencionados no quadro 26, em especial devido à adição de dureza à água, faz com que o pH suba até valores de 10. A recarbonatação é assim feita por recurso à adição de dióxido de carbono à água em quantidades suficientes para baixar o valor de pH a uma gama preferencial entre 8,4 e 8,6.

Quadro 26. Processos típicos de pós-tratamento a sistemas de nanofiltração e osmose inversa (adaptado de World Health Organization, 2008 e American Water Works Association, 2007).

Processos de pós-tratamento	Descrição	Exemplos
Descarbonatação	<p>É necessária devido à presença de elevadas concentrações de ácido carbónico, que é tipicamente acompanhada por baixos valores de pH. Consiste num processo de transferência de ar, que faz com que ocorra remoção do dióxido de carbono dissolvido e sulfito de hidrogénio (se presente), aumentando o pH da água final</p> <p>Pode-se combinar a descarbonatação com o ajuste de pH pela transformação do ácido carbónico em alcalinidade, controlando os custos de químicos necessários</p>	<p>Packed tower aeration (PTA) Tray aeration Hollow fiber membrane aeration</p>
Adição/ Recuperação de Alcalinidade	<p>Corresponde à capacidade da água para tolerar variações de pH pela neutralização de espécies ácidas. A adição de agentes alcalinos é feita para aumentar a alcalinidade, pH e ajuda a manter um potencial de precipitação de carbonato de cálcio entre 4 e 10 mg CaCO₃/L, essencial para garantir a protecção das tubagens pela criação de um filme fino nestas.</p>	<p>Adição de hidróxido de cálcio (CaOH) quando o permeado possui ácido carbónico;</p> <p>Adição de ácido carbónico seguido de CaOH ou hidróxido de sódio (NaOH) – recuperação de alcalinidade;</p> <p>Adição de carbonato/bicarbonato de sódio (Na₂CO₃ / NaHCO₃)</p> <p>Limestone contactor – adição de carbonato de cálcio (CaCO₃)</p>
Adição de Dureza	<p>A dureza corresponde à concentração de cationes multivalentes na água, mais concretamente dos iões cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺).</p>	<p>Mistura – utilizada quando a concentração de cloretos é baixa, o rácio de Larson tem de ser verificado neste método.</p> <p>Adição de hidróxido de cálcio – proporciona cálcio e alcalinidade à água, assim como um ajuste de pH.</p> <p>Limestone filters/contactor – utilizados em conjunto com adição de ácido carbónico, para ajustar o pH, alcalinidade, PPCC e para adicionar dureza.</p>
Desinfecção	<p>Possui dois objectivos, a eliminação primária de microrganismos (bactérias, vírus, protozoários, helmintas) e secundariamente pelo controlo do crescimento biológico durante a distribuição de água pela manutenção de um desinfectante residual na água.</p>	<p>Desinfecção Térmica – ebulição da água, para pequenas quantidades é um bom método de emergência.</p> <p>Desinfecção por radiação – utiliza a radiação Ultravioleta (actua no ADN dos microrganismos inviabilizando a sua multiplicação).</p> <p>Desinfecção Química – pela adição de agentes desinfectantes à água, como cloro, ozono, derivados de cloro (e.g. cloraminas)</p>

4. Casos Reais de Reutilização de Águas Residuais

Seguidamente apresentam-se 3 situações reais, com o objectivo de reforçar a possibilidade de reutilização de águas residuais tratadas, inclusive para consumo humano. O primeiro caso corresponde a uma situação de reutilização potável directa de água residual tratada, apesar do sistema de tratamento se basear numa conjunção de vários processos com um processo de separação por membrana e os outros dois, são referentes a casos de recarga de aquíferos, em que o sistema de tratamento se baseia exclusivamente em processos de separação por membranas.

4.1. Estação de Recuperação de Windhoek Goreangab, Namíbia

Durante os anos 1960s os recursos hídricos utilizados para produção de água para consumo humano na cidade de Windhoek, capital da Namíbia, foram drasticamente afectados devido a severas faltas de água, o que levou à necessidade de adoptar um sistema de reutilização de água residual doméstica para produção de água para consumo humano. Assim, desde 1968 foi iniciado um sistema de reutilização potável directa de água residual em Windhoek (Vigneswaran e Sundaravadivel, 2004).

O primeiro sistema de tratamento foi feito tendo em conta três premissas básicas, os efluentes industriais e potencialmente tóxicos eram separados das águas residuais domésticas, o sistema de tratamento de águas residuais possuía capacidade de produção de efluente com qualidade adequada e consistente, e o efluente secundário possuía qualidade aceitável para produzir água de consumo humano. Foi desde cedo considerado de elevada importância a necessidade de um sistema multibarreira como salvaguarda contra patogénicos (Vigneswaran e Sundaravadivel, 2004), considerando-se como primeira barreira a separação do efluente industrial do efluente doméstico, reencaminhando o efluente industrial para uma diferente estação de tratamento (Pisani, 2005).

O tratamento de água residual para consumo humano consiste em duas etapas, a primeira é feita na Estação de Tratamento de Águas Residuais de Gamams e a segunda etapa é feita na Estação de Recuperação de Água de Goreangab (Vigneswaran e Sundaravadivel, 2004). A estação de Goreangab foi alvo de uma série de reabilitações, tendo a última sido completada em 1997, no entanto foi necessário a construção de uma nova estação de reutilização para corresponder às necessidades.

O esquema dos processos de tratamento da nova Estação de Reutilização de Goreangab está apresentado na figura 12. Existem então duas estações de reutilização, a “Antiga”, que trata os efluentes destinados a irrigação de parques e campos de desportos e a “Nova” que trata os efluentes destinados a consumo humano (Menge, 2006). No presente caso será dado ênfase apenas à Nova Estação de Reutilização de Água Residual de Goreangab.

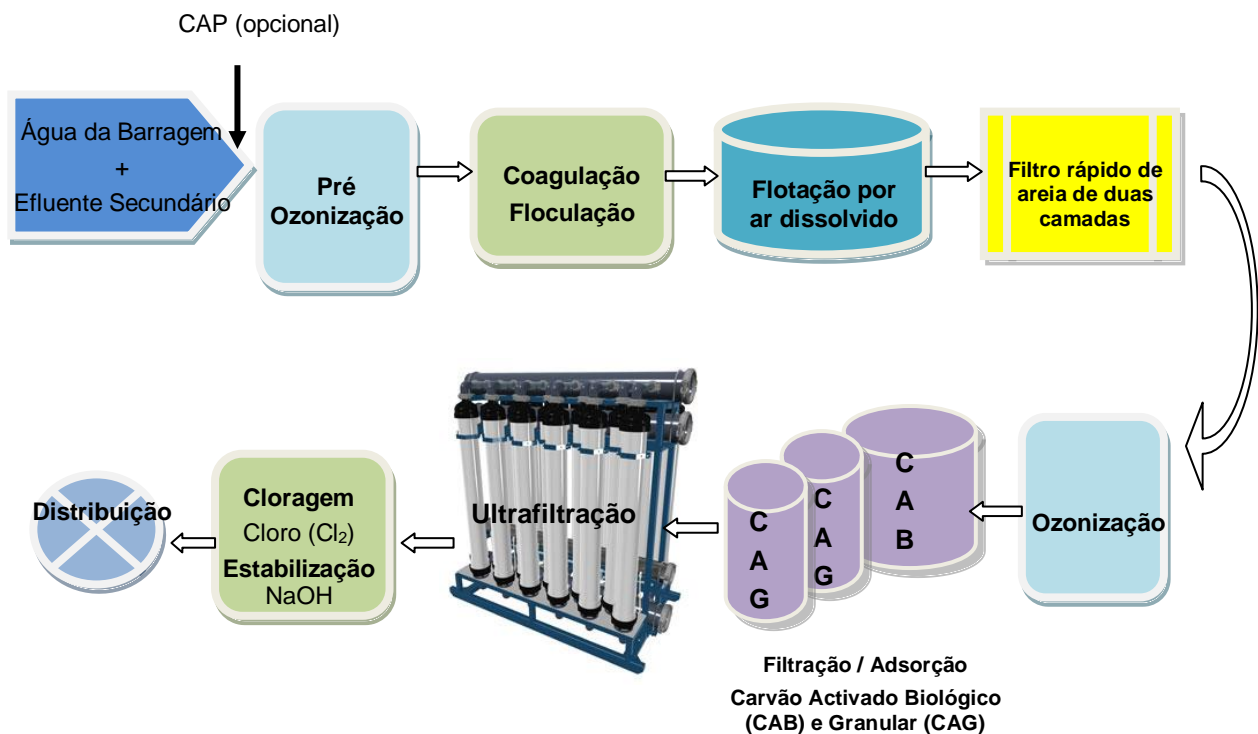


Figura 12. Processo de tratamento da nova estação de Goreangab (adaptado de Pisani, 2005 e Lahnsteiner e Lempert, 2007).

A nova estação de reutilização possui uma capacidade de 21.000 m³/dia e utiliza como água bruta, a água proveniente da barragem de Goreangab e das lagoas de maturação da ETAR de Gammams, que são misturadas de acordo com um rácio de mistura, que vai sendo adaptado para melhorar o desempenho da estação, ou receber água apenas de uma fonte (Menge, 2006).

O princípio de multibarreira é de elevada importância neste tipo de reutilização de água residual tratada, uma vez que o destino final é o consumo humano, o que pode acarretar graves problemas caso ocorra mal funcionamento do processo de tratamento. O princípio de multibarreira, no presente caso de estudo, é definido em 3 tipos de barreira (Menge, 2006):

- ⊕ barreiras de não-tratamento – separação dos efluentes industriais e urbanos domésticos com tratamento separado; monitorizações rigorosas e contínuas do afluente e efluente; mistura da água tratada a um máximo de 35% com água proveniente de fontes convencionais; implementação de políticas sólidas de gestão;
- ⊕ barreiras de tratamento – focam-se essencialmente nos contaminantes;
- ⊕ barreiras de operação – por norma não são utilizadas, mas providenciam sistemas de backup ou de capacidade adicional a um processo existente. São exemplos o carvão activado em pó (CAP) e o carvão activado granular (CAG).

O factor que possibilitou a implementação de um sistema de reutilização potável directa de água residual foi a aceitação pública. No presente caso, a cidade de Windhoek proporcionou programas adequados de educação nas escolas, rádio, televisão e também jornais. O marketing e publicidade foram bem sucedidos na quebra das barreiras de aceitação pública e psicológica da população. Como pré-requisito do sucesso a nível da aceitação dos habitantes no consumo de água residual tratada encontra-se a inexistência de doenças transmitidas pela água e a ausência de registos de efeitos negativos na saúde pelo consumo da água desde o princípio da reutilização em 1968 (Lahnsteiner e Lempert, 2007).

O sistema de ultrafiltração foi implementado na estação de tratamento, como ultima barreira, essencialmente devido a problemas microbiológicos identificados na água tratada, mais concretamente contagens elevadas de *Giardia* e *Cryptosporidium*, possuindo então como principal objectivo remover bactérias, protozoários e vírus (Menge *et al.*, 2001).

Em relação ao funcionamento do sistema, a água é bombada de um tanque de regularização para o módulo de membranas de ultrafiltração. Cada membrana tem a capacidade máxima de 220 m³/h e uma capacidade de dimensionamento de 194 m³/h. Cada módulo de membrana possui uma área de 40 m² e o sistema possui um total de 336 módulos de membranas, o que se traduz numa área de 13.440 m². O sistema de ultrafiltração encontra-se totalmente automatizado e não necessita de intervenção por parte de um operador, é no entanto supervisionado pela central de controlo de sistemas num único turno de operação.

A limpeza das membranas faz-se em intervalos regulares, sendo utilizadas 3 estratégias diferentes de limpeza:

- ⊕ Contra-lavagem da membrana com permeado limpo, feito num intervalo regular por forma a remover a matéria colmatada na superfície da membrana.
- ⊕ Desinfecção da superfície da membrana com uma solução de limpeza que contem 150 mg/L de hipoclorito de sódio e hidróxido de sódio, que contribuem para um pH na ordem de 11,5 a 12,0.
- ⊕ Remoção de incrustações da superfície da membrana com uma solução de limpeza que contem 500 mg/L de ácido clorídrico.

A água produzida na Estação de Reutilização de Água de Goreangab deve obedecer a determinados critérios de qualidade. O quadro 27 apresenta alguns critérios de qualidade (a), bem como parâmetros determinados em 2 casos distintos, o primeiro (b) referente às medições efectuadas em 2005 da água utilizada para reutilização potável à saída da estação de reutilização e o segundo (c) referente a resultados obtidos na monitorização do desempenho da nova estação de reutilização de Goreangab.

Quadro 27. Critérios de qualidade da água tratada e resultados de medições de alguns parâmetros.

Parâmetros	Unidades	Limite Absoluto (a)	Reclamation 2005 (b)	Média (teste de desempenho 2005) (c)
Físicos e Químicos				
Turbidez	NTU	0,2		0,08
Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	mg/l	5		1
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg/l	15	11	12,6
Trihalometanos totais	ug/l	40	34	11
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	1000	1072	
Microbiológico				
Giardia	por 100 ml	0 ou remoção 5 log		0
Cryptosporidium	por 100 ml	0 ou remoção 5 log		0
E. Coli	por 100 ml	0		0
Heterotrophic plate count (37°C)	por 1 ml	100		8
Elementos				
Ferro	mg Fe/l	0,1	0,06	< 0,05
Manganês	mg Mn/l	0,025		< 0,005
Sódio	mg Na/l	100	285	
Cloretos	mg Cl/l	250	287	
Nitratos	mg N/l	10	20	

a (Pisani, 2005)

b (Menge J. , 2006)

c (Lahnsteiner e Lempert, 2007)

Como se pode observar pelo quadro 27, no caso da coluna “*Reclamation 2005*” os elementos sódio, cloretos e nitratos e o parâmetro SDT excedem os valores de limite absoluto impostos pelos critérios de qualidade. Quando tal se verifica, a estratégia da estação de reutilização prende-se em entrar em modo de recirculação contínua até atingir os valores pretendidos e só depois é realizado o fornecimento da água (Pisani, 2005). Para os outros parâmetros estudados, verifica-se uma concordância da água com os valores legislados em Windhoek (Limite Absoluto).

4.2. Water Factory 21 – Orange County Water District, California, USA

Em 1976 foi colocada em funcionamento uma estação de recuperação de água residual, a Water Factory 21, com o propósito de utilizar a água tratada para evitar a intrusão salina na bacia subterrânea que serve o norte e centro de Orange County, protegendo a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos e ao mesmo tempo ajudando no aumento da fiabilidade da área de abastecimento de água. Foi o primeiro projecto de reutilização de água residual na Califórnia, gerido pelo Orange County Water District (OCWD), fundado em 1933 (Mills e Watson, 1994 e Monterey Regional Water Pollution Control Agency, 2007).

Um acordo entre o OCWD e o Orange County Sanitation District (OCSD) resultou na substituição da Water Factory 21 pelo Groundwater Replenishment (GWR) System. No entanto o OCSD, parceiro antigo da Water Factory 21, continua a fornecer efluente secundário tratado ao GWR System e a água final produzida neste último possui qualidade que vai de encontro ou ultrapassa as normas de qualidade de água de consumo humano, mesmo antes de misturada com água proveniente de outras fontes na bacia subterrânea (Monterey Regional Water Pollution Control Agency, 2007 e U.S. Environmental Protection Agency, 2004). Para além da água tratada servir para evitar a intrusão de água do mar (*Talbert Barrier*), é também utilizada como recurso de água suplementar na recarga da bacia de Orange County (*Kraemer-Miller Basins*) (U.S. Environmental Protection Agency, 2004).

A água afluente ao GWR System provem de duas fontes diferentes, uma parte é efluente secundário da ETAR e a outra parte consiste no efluente secundário proveniente da Planta de Reclamação No. 1 de OCSD em Fountain Valley. Esta última também produz efluente secundário para o Projecto Green Acres (GAP) que consiste numa Estação de Tratamento com capacidade terciária que produz água recuperada para irrigação ou usos industriais.

Existe preocupação por parte da OCSD devido aos contaminantes que possam causar danos ao entrar nas instalações de tratamento, no ambiente e nos recursos de água potável, através das águas residuais que são utilizadas na Planta No.1. Sendo assim existe pré-tratamento e um programa de controlo da fonte por forma a fazer esta prevenção. O programa de monitorização permite assegurar que o efluente secundário que afluí à AWPf (*Advanced Water Purification Facility*) não se encontra contaminado com químicos tóxicos de origem industrial e que são preocupantes para a saúde pública, o que em última instância se traduz que a água produzida no GWR System se encontra protegida.

A linha de tratamento da AWPf é constituída por Microfiltração, Osmose Inversa e Processo de Oxidação Avançada por Ultravioleta, seguida dos processos de pós-tratamento de Descarbonatação e Estabilização por hidróxido de cálcio. A linha de tratamento encontra-se em maior pormenor na figura 13.

Como pré-tratamento à microfiltração existe uma gradagem fina. O sistema de Microfiltração é utilizado para remover sólidos suspensos e partículas coloidais. As membranas utilizadas são fibras ocas de polipropileno, com um n.p.s. de 0,2 µm. As membranas de MF encontram-se submersas e funcionam por vácuo. A capacidade de produção nominal de água tratada pelo sistema de MF é cerca de 325,5 m³/d. A limpeza das membranas é feita de forma regular pela inversão de fluxo, utilizando o permeado do tanque de regularização da MF, são também limpas no local de forma periódica com ácido cítrico e hidróxido de sódio, por forma a remover a matéria colmatada e restaurar o desempenho das membranas. A água e químicos de limpeza resultantes da limpeza das membranas são direccionados para o OCSD para tratamento (Burris, 2010).

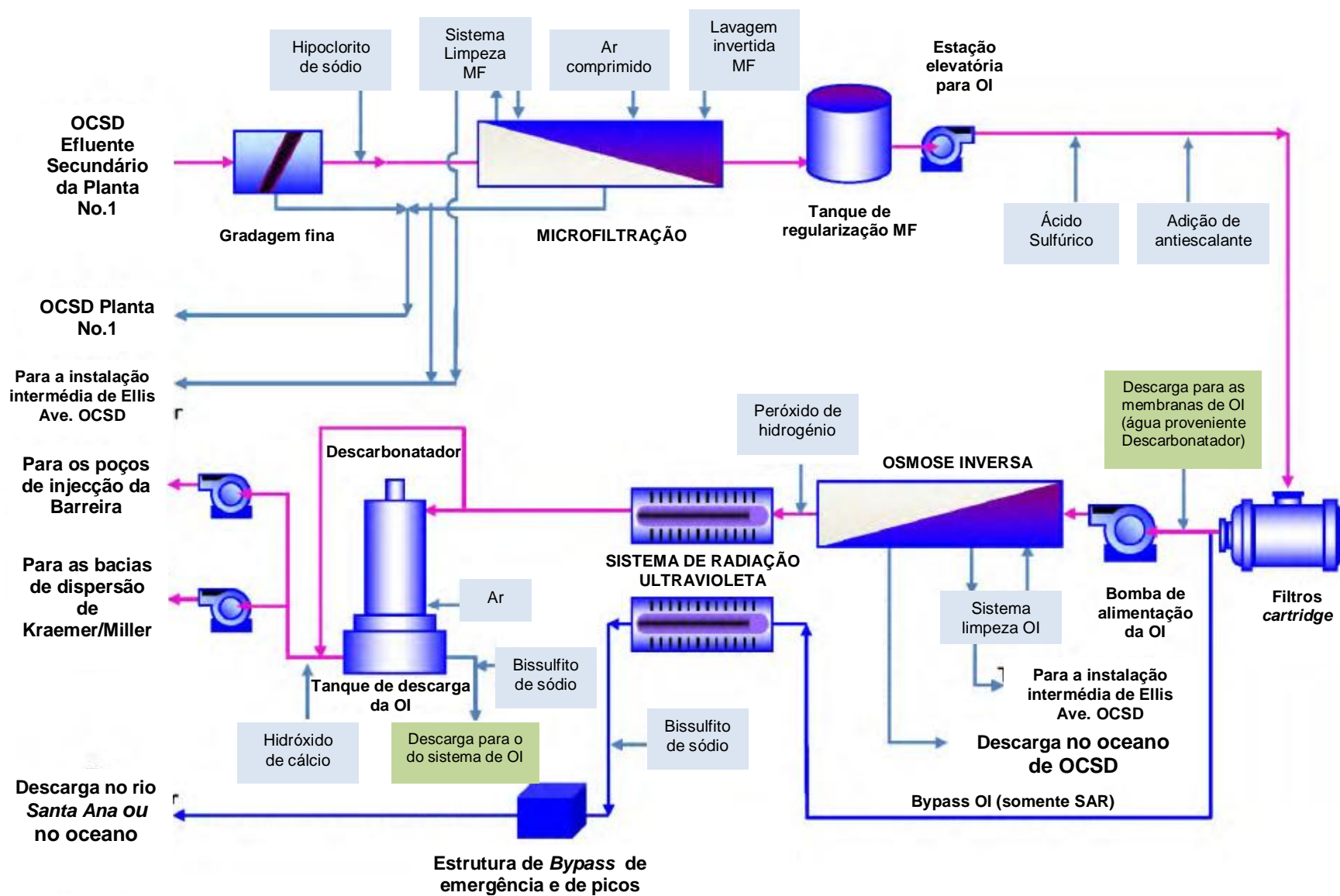


Figura 13. Diagrama do processo de tratamento da *Advanced Water Purification Facility* (adaptado de Burris, 2010).

O sistema de Osmose Inversa é utilizado para desmineralizar a água, remover compostos inorgânicos e orgânicos, vírus e outros contaminantes. O sistema possui três estágios de osmose inversa em série, em que as membranas utilizadas são compósitas de filme fino enroladas em espiral e de poliamida. O processo de osmose inversa possui como pré-tratamento (além da MF) a adição química de ácido sulfúrico e antiescalante, seguida de filtração por filtros *cartridge* (10 µm). Possui uma taxa de recuperação de 85%, com uma capacidade de produção nominal de água tratada de cerca de 265 m³/d. O concentrado da unidade de OI é enviado para o OCSD *ocean outfall* para descarga/eliminação. O sistema de OI possui um sistema de *bypass*, que é utilizado numa descarga de eventual SAR (Burris, 2010).

Pela figura 13 verifica-se a existência de um sistema de oxidação avançada, decarbonatação e estabilização por adição de hidróxido de cálcio como processos de pós-tratamento ao sistema de membranas de osmose inversa.

O Processo de Oxidação Avançada é feito por radiação Ultravioleta (UV), consistindo em dois passos: adição de peróxido de hidrogénio, seguido de tratamento por radiação ultravioleta. A radiação ultravioleta é utilizada para desinfecção e redução dos contaminantes sensíveis à radiação, como por exemplo o *N-nitrosodimethylamine* (NDMA). O peróxido de hidrogénio exposto à radiação UV produz radicais hidroxilos que resultam em oxidação avançada na destruição de contaminantes como 1,4-dioxano (Burris, 2010).

A Descarbonatação é responsável pela eliminação do excesso de dióxido de carbono por arejamento forçado. A adição de hidróxido de cálcio neutraliza o restante dióxido de carbono e estabiliza a água produzida. De uma forma geral estes dois processos são responsáveis pelo aumento do pH e adição de dureza e alcalinidade à água (Burris, 2010).

Os resultados de qualidade da água produzida pela *Advanced Water Purification Facility* para o ano de 2009 são apresentados no quadro 28. Apresentam-se valores de qualidade da água antes do sistema de MF, após o sistema de MF, após o sistema de OI e após os sistemas de oxidação avançada por UV, decarbonatação e estabilização por hidróxido de cálcio, em contraste com as normas dos Estados Unidos (*Permit Limit*) e com o anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto.

Quadro 28. Parâmetros de qualidade das várias etapas de tratamento e da água final produzida pela *Advanced Water Purification Facility* para o ano de 2009 (Burris, 2010).

Parâmetros	Unidades	Afluentes MF	Permeado MF	Permeado OI	FPW	Permit Limit	Dec-Lei 306/2007
Condutividade eléctrica	µS/cm	1723,44 ^a	1715,00	42,44 ^a	88,72 ^a	N/A	2500
SDT	mg/L	Na	na	20,22	45,37	500 ^b	
SS	mg/L	7,10	2,82	na	Na	N/A	
Turvação	NTU	4,084 ^a	0,088 ^a	0,03 ^a	0,156 ^a	≤0,2 / ≤0,5	4
Transmitância UV 254 nm	%	Na	62,18	97,7 ^a	99,40	> 90	
pH	Unid.	7,42	7,49	5,52	8,59	6 – 9	6,5 – 9,0
Dureza total (em CaCO ₃)	mg/L	317,17 ^d	299,17 ^e	< 1	24,61	240 ^b	150 - 500
Cálcio	mg/L	84,64 ^d	80,76 ^e	< 1	9,69	N/A	< 100
Magnésio	mg/L	25,68 ^d	23,68 ^e	< 1	< 1	N/A	< 50
Sódio	mg/L	217,83 ^d	204,42 ^e	6,49	6,48	45	200
Potássio	mg/L	17,34 ^d	16,88 ^e	0,41	0,36	N/A	
Brometos	mg/L	Na	na	na	< 0,1	N/A	
Cloretos	mg/L	258,08 ^d	230,67 ^e	4,00	4,75	55	250
Sulfatos	mg/L	231,42 ^d	285,92 ^e	< 0,5	< 0,5	100	250
Peróxido de Hidrogénio	mg/L	Na	na	na	2,51	N/A	
Bicarbonato (em CaCO ₃)	mg/L	Na	200,42 ^e	13,29	34,73	N/A	
Nitratos –N	mg/L	2,79 ^d	2,48 ^e	0,28	0,35	3 ^b	12,9
Nitritos –N	mg/L	0,57 ^d	0,47 ^e	< 0,002	0,06	N/A	0,17
Amónia –N	mg/L	451,25 ^d	21,15 ^e	1,25	1,24	N/A	
Azoto orgânico	mg/L	42,13 ^d	1,27 ^e	< 0,1	0,08	N/A	
Azoto total	mg/L	18,55 ^d	25,35 ^e	na	1,75	5	
Fósforo total	mg/L	1,58 ^d	na	na	< 0,01	N/A	
Ferro	µg/L	27,21 ^d	113,76 ^e	< 1	2,98	300	200
Manganês	µg/L	0,37 ^d	41,86 ^e	< 1	< 1	50	50
Alumínio	µg/L	< 1 ^d	10,83 ^e	2,35	7,27	200 ^b	200
Arsénio	µg/L	< 1 ^d	1,37 ^e	< 1	< 1	10	10
Bário	µg/L	5,88 ^d	23,97 ^e	< 1	< 1	1000	
Boro	mg/L	6,7 ^c	0,38 ^e	0,24	0,23	1	1
Cádmio	µg/L	0,93 ^d	< 1 ^e	< 1	< 1	5	5
Crómio	µg/L	< 1 ^d	< 1 ^e	< 1	< 1	50	50
Cobre	µg/L	0,35 ^d	9,28 ^e	< 1	< 1	1000 ^b	2000
Cianetos	µg/L	6,94 ^d	12,24 ^{c, e}	< 5	< 5	150	50
Fluoretos	mg/L	2,58 ^d	na	na	< 0,1	2	1,5
Chumbo	µg/L	22,18 ^d	< 1 ^e	< 1	< 1	15	25 (10 ^f)
Mercúrio	µg/L	< 1 ^d	0,33 ^e	< 0,1	< 0,1	2	1
Níquel	µg/L	20,07 ^d	6,83 ^e	< 1	< 1	100	20
Selénio	µg/L	49,42 ^d	2,37 ^e	< 1	< 1	50	10
Sílica	mg/L	2,19 ^d	22,73 ^e	< 1	< 1	N/A	
Prata	µg/L	Na	< 1 ^e	< 1	< 1	100	
Zinco	µg/L	Na	28,31 ^e	2,08	0,78	5000	
N-nitrosodimethylamine	µg/L	Na	71,00 ^e	35,00	< 2	10	
1,4-Dioxano	µg/L	Na	na	na	< 1	3	
Trihalometanos totais	µg/L	Na	2,00 ^e	1,20	0,14	80	100

Quadro 28 (continuação). Parâmetros de qualidade das várias etapas de tratamento e da água final produzida pela *Advanced Water Purification Facility* para o ano de 2009 (Burris, 2010).

Parâmetros	Unidades	Afluente MF	Permeado MF	Permeado OI	FPW	Permit Limit	Dec-Lei 306/2007
Ácido dibromoacético	µg/L	Na	< 1 ^e	< 1	< 1	60 HAA5 total	
Ácido Dicloroacético	µg/L	Na	13,59 ^e	1,70	< 1	60, HAA5 total	
Ácido monobromoacético	µg/L	Na	< 1 ^e	< 1	< 1	60, HAA5 total	
Ácido monocloroacético	µg/L	Na	< 1 ^e	< 1	< 1	60, HAA5 total	
Ácido tricloroacético	µg/L	Na	9,70 ^e	9,70	< 1	60, HAA5 total	
Cor Aparente (não filtrado)	Unid.	Na	35,00 ^e	< 3	< 3	15	20
COT (não filtrado)	mg/L	13,59 ^d	10,13 ^{a,e}	10,13 ^a	0,19	0,5 _b – 0,7	Sem alteração anormal
Surfactantes	mg/L	0,20 ^d	0,25 ^e	0,25	< 0,02	0,5	
Coliformes totais (fermentação tubos múltiplos)	MPN/100 mL	38.419	< 2	na	< 2	2,2	
Coliformes Fecais (fermentação tubos múltiplos)	MPN/100 mL	5.904	< 2	na	< 2	N/A	

a média *on-line*
b mais informação, apêndice A do Relatório Anual
c Cianetos detectados devido processamentos de laboratório
d valores medidos antes da gradagem fina
e valores medidos após adição de ácido sulfúrico e antiescalante
f aplicável depois de 25 Dezembro de 2013
N/A não aplicável
na não analisado

Os valores de qualidade de água final, após decarbonatação e estabilização, possuem qualidade abaixo dos valores limite da legislação em vigor na Califórnia. Pela legislação portuguesa, pode-se observar que a água possui qualidade de água para consumo humano para todos os parâmetros analisados e que constam do Dec-Lei 306/2007.

O sistema adoptado pelo OCWD da Califórnia, foi também um sistema multibarra. Estes sistemas constituem um conjunto de procedimentos, processos e ferramentas que colectivamente previnem e reduzem a contaminação da água final produzida, reduzindo os riscos para a saúde, demonstrando-se bastante eficientes e eficazes neste aspecto.

4.3. Estação de Tratamento Avançado de Torreele em Wulpen, Bélgica

A *Intermunicipal Water Company* da Região de Veurne (IWVA) produz e distribui água para consumo humano na parte Oeste da costa Flamengo da Bélgica. A captação de água tem sido feita por vários anos do aquífero dunar de St. André, e o aumento da procura de água tornou esta fonte insustentável. A solução encontrada prende-se na recarga do aquífero de St. André e tem as vantagens de restaurar a qualidade da água subterrânea, aumentar o valor ecológico das dunas e diminuir a extracção de água natural subterrânea.

A água utilizada para recarga do aquífero consiste no efluente secundário proveniente da ETAR de Wulpen, que previamente é tratado numa estação de tratamento avançado construída para esse fim, a Estação de Torreele. A água residual afluyente à ETAR de Wulpen é maioritariamente de origem doméstica (Houtte e Verbauwheide, 2008).

O tratamento realizado na Estação de Tratamento Avançado de Torreele consiste num sistema de separação por membranas constituído por ultrafiltração e osmose inversa de acordo com a figura 14.

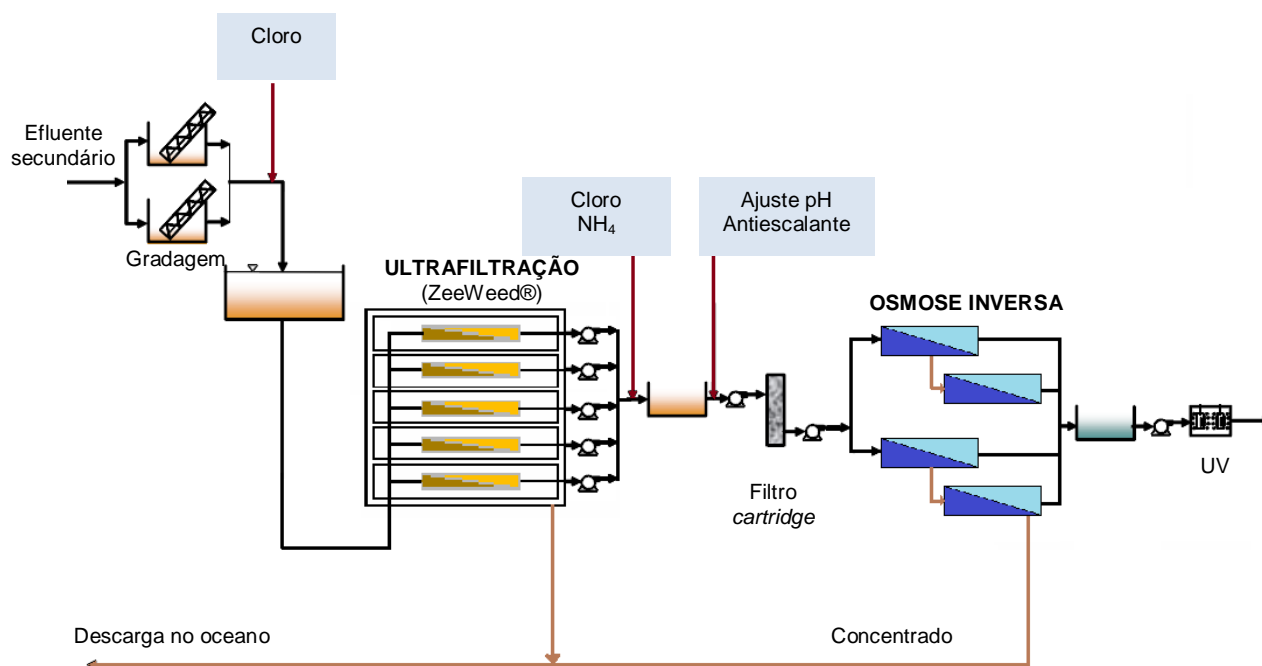


Figura 14. Esquema do tratamento da instalação de Torreele (adaptado de Houtte e Verbauwheide, 2008 e IWVA, 2006).

O Sistema de Ultrafiltração consiste num módulo da ZeeWeed® de membranas de fibra oca com um tamanho máximo do poro de 0,1 μm e funciona por vácuo. O sistema prevê adição de cloro antes da UF por forma a prevenir o *fouling* biológico. A limpeza das membranas é efectuada por um sistema de arejamento durante 30 a 50% do tempo e pela inversão periódica do fluxo (permeado da UF). O sistema de UF possui uma capacidade de 450 m^3/h e possui uma taxa de recuperação mínima de 85% (IWVA, 2006).

Após a ultrafiltração, existe o doseamento de monoclaminas (NH_2Cl) com o objectivo de prevenir o *fouling* biológico nas membranas de OI, de antiescalante e de ácido sulfúrico. Por forma a evitar a entrada de qualquer precipitado no sistema de osmose inversa, existe um sistema de filtração por cartucho (15 μm). O sistema de OI é feito em dois estágios, possuindo uma taxa de recuperação mínima de 75%, com uma capacidade máxima de produção de água tratada de 205 m^3/h . O concentrado da unidade de OI é descarregado/eliminado para o oceano.

Como pós-tratamento ao sistema de osmose inversa encontra-se uma unidade de oxidação avançada por radiação UV (dose de 40 mJ/cm^2) que não se encontra em operação em circunstâncias normais (funciona como etapa multibarreira caso se verifique contaminação microbiológica ou a presença de outros compostos passíveis de ser oxidados), e é também feita uma correcção de pH pela adição de hidróxido de sódio.

Os resultados de qualidade da água produzida pela Estação de Tratamento Avançado de Torreele no ano 2005, discriminados por permeado da UF, permeado da OI e água de infiltração, apresentam-se no quadro 28. Os valores apresentados correspondem a médias, com os valores máximos e mínimos entre parêntesis. Consta também do quadro os valores do anexo I do Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto para comparação.

O permeado da osmose inversa, com excepção dos fluoretos e da dureza total em carbonato de cálcio, apresenta qualidade que vai de encontro à legislação portuguesa para a água de consumo humano, como se pode observar pelo quadro 29. No caso da dureza total, visto esta ser mais baixa que o intervalo de valores aconselhado (150 a 500 mg CaCO_3/L) para águas de consumo, é necessário a utilização de um sistema de pós-tratamento para que se proceda à mineralização da água.

Quadro 29. Parâmetros de qualidade das etapas de tratamento por membranas e da água de infiltração produzida na Estação de Tratamento Avançado de Torreele do ano de 2005 (Houtte e Verbauwhe, 2008).

Parâmetros	Unidades	Permeado UF	Permeado OI	Água de Infiltração	Dec-Lei 306/2007
Físicos e Químicos					
Condutividade	µS/cm	1,161 (442 – 1,442)	22 (9 – 50)	43 (7 – 75)	2500
pH	Unid.	7,59 – 8,44	5,38 – 6,99	6,14 – 7,35	6,5 – 9,0
COT	mg/L	8,2 (3,2 – 12,0)	< 0,2 (< 0,2 – 0,2)	< 0,2	Sem alteração anormal
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	27,4 (11,3 – 37,5)	< 1	< 1	150 – 500
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	23,2 (7,6 – 31,3)	< 1	2,2 (1,7 – 3,5)	
Cloretos	mg/L	204 (65 – 280)	2,7 (< 1 – 5,1)	2,7 (1,5 – 5,1)	250
Fluoretos	mg/L			< 20	1,5
Sulfatos	mg/L	74 (36 – 100)		< 1	250
Azoto total	mg N/L	8,3 (2,9 – 15,7)	< 2		
Nitratos	mg NO ₃ /L			2,3 (< 1 – 4,5)	50
Amónio	mg NH ₄ /L			< 0,15 (< 0,05 – 0,47)	0,50
Fósforo total	mg P/L	1,8 (0,4 – 3,2)	< 0,1	< 0,1	
Sílica	mg SiO ₂ /L	19,2 (6,7 – 24,6)	0,2 (< 0,1 – 0,4)	0,2 (0,2 – 0,4)	
Trihalometanos totais	ug/L			2 (0,56 – 3,16)	100
Pesticidas totais	µg/L			< 0,01	0,5
Microbiológicos					
Bactérias coliformes totais	por 100 ml	0	0	0	0
<i>E. Coli</i>	por 100 ml	0	0	0	0
Número de colónias (22°C)	por 1 ml	8 (0 – 31)	< 1 (0 – 1)	< 1 (0 – 20)	Sem alteração anormal
Elementos					
Alumínio	ug/L			< 10	200
Crómio	ug/L			< 2	50
Cobre	ug/L			< 2	2,0
Ferro	ug/L			< 5 (< 5 – 31,2)	200
Chumbo	ug/L			< 3	25 (10 ^a)
Manganês	ug/L			< 0,05 (< 0,05 – 24,5)	50
Mercúrio	ug/L			< 0,02	1
Níquel	ug/L			< 2	20
Sódio	mg/L	150 (46 – 214)	3,6 (1,3 – 6,8)	11,1 (5,2 – 19,4)	200
Zinco	ug/L			< 2 (< 2 – 3)	
a (após 25 de Dezembro de 2013)					

5. Metodologia

Tendo em consideração que o objectivo da actual dissertação é contribuir para demonstrar a possibilidade de reutilização de águas residuais urbanas tratadas para consumo humano, e uma vez que existe alguma informação disponível relativamente à eficiência de remoção de diversos contaminantes por sistemas de separação por membranas, tentou-se fazer uma simulação de aplicabilidade destes sistemas (MF, UF, NF e OI) a um efluente urbano tratado.

No que respeita à qualidade do efluente tratado, partiu-se do pressuposto que teria características iguais aos Valores Limite de Emissão (VLE) da descarga de águas residuais, presentes no Dec-Lei n.º 236/98, uma vez que corresponde ao pior cenário em termos de qualidade e consequentemente a exigir um maior desempenho por parte dos processos de membranas. Os valores de partida, para os parâmetros estudados encontram-se no quadro 30.

Os parâmetros turvação, carbono orgânico total, coliformes totais, cistos de protozoários, vírus, cloretos e sódio uma vez que não constavam nos VLE do Dec-Lei n.º 236/98, foram obtidos de outras fontes, encontrando-se a sua proveniência devidamente identificada.

Pretende-se então obter uma água com características adequadas para consumo humano, de acordo com o Anexo I do Dec-Lei n.º 306/2007. No quadro 31 apresentam-se os valores paramétricos considerados no caso de estudo. Por forma a obter uma correspondência entre os parâmetros da água a tratar com a qualidade final pretendida, e uma vez que os parâmetros microbiológicos estudados e os parâmetros CQO, CBO₅, SST e SDT não constarem do Dec-Lei n.º 306/2007, recorreu-se a outras fontes, nomeadamente à *Safe Drinking Water Act* dos Estados Unidos da América. Os parâmetros em falta encontram-se no quadro 32 com a respectiva referência, com excepção dos valores limite para os parâmetros SST e cistos de protozoários.

Tendo em consideração o objectivo da presente dissertação, focaram-se os processos de separação por membranas numa vertente de percentagens de remoção por constituinte e por tipo de processo (MF, UF, NF e OI). Estas percentagens advêm do estudo da literatura sobre o tema, de fabricantes de membranas e em alguns casos foram extrapoladas a partir do MWCO e das percentagens de remoção de constituintes com pesos moleculares na mesma gama de valores (quadros 12 e 15).

Uma vez que as percentagens de remoção investigadas se apresentam frequentemente como um intervalo de valores, utilizaram-se percentagens correspondentes a 2/3 do intervalo de forma a não sobrestimar ou subestimar o desempenho das membranas. Os valores de remoção utilizados para cada tipo de processo encontram-se no quadro 33.

Quadro 30. Parâmetros e qualidade da água residual a ser tratada.

Parâmetros	Unidades	Águas Residuais
Físicos e Químicos		
Turvação ^a	NTU	10
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O ₂ /L	125
Carência Biológica em Oxigênio (CBO ₅)	mg O ₂ /L	25
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	60
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	100
Carbono Orgânico Total (COT) ^a	mg C/L	30
Pesticidas totais	ug/l	2,5
Pesticida individual	ug/l	0,5
Microbiológico		
Coliformes Totais ^b	N/100 mL	20000
Coliformes Fecais	por 100 ml	2000
Cistos de Protozoários ^b	N/100 mL	10
Vírus ^b	PFU/100 mL	1000
Elementos		
Alumínio	ug/l	10000
Arsênio	ug/l	1000
Cádmio	ug/l	200
Chumbo	ug/l	1000
Cianetos	ug/l	500
Cobre	ug/l	1000
Crômio	ug/l	2000
Ferro	ug/l	2000
Manganês	ug/l	2000
Mercúrio	ug/l	50
Níquel	ug/l	2000
Nitratos	mg NO ₃ /L	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	2000
Cloretos ^c	mg Cl/L	248
Sódio ^c	mg Na/L	219,8

a (Water Environment Federation, 2006)**b** (Tchobanoglous, Burton, Eddy, & Stensel, 2004)**c** (Menge, Pisani, König, & Theron-Beukes, 2006)

Quadro 31. Valores paramétricos do Anexo I do Dec-Lei n.º 306/2007 da água para consumo humano.

Parâmetros	Unidades	Dec-Lei 306/2007 Anexo I
Físicos e Químicos		
Turvação	UNT	4
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	Sem alteração anormal ^a
Pesticidas totais	ug/l	0,50
Pesticida individual	ug/l	0,10
Elementos		
Alumínio	ug/l	200
Arsénio	ug/l	10
Cádmio	ug/l	5,0
Chumbo	ug/l	25 (10 ^b)
Cianetos	ug/l	50
Cobre	ug/l	2000
Crómio	ug/l	50
Ferro	ug/l	200
Manganês	ug/l	50
Mercúrio	ug/l	1
Níquel	ug/l	20
Nitratos	mg NO ₃ /L	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	250
Cloretos	mg Cl/L	250
Sódio	mg Na/L	200
^a nas águas de consumo o COT é geralmente inferior a 0,2 mg/L (Mendes & Oliveira, 2004)		
^b após 25 de Dezembro de 2013		

Quadro 32. Valores limite de outros parâmetros analisados não constantes do Dec-Lei n.º 306/2007 e respectiva referência bibliográfica.

Parâmetros	Unidades	Valor Limite	Referência
Carência Química em Oxigénio (CQO)	mg O ₂ /L	10	Kumar e Sinha, 2010
Carência Biológica em Oxigénio (CBO ₅)	mg O ₂ /L	6	Kumar e Sinha, 2010
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	500	United States Environmental Protection Agency, 2009
Coliformes Totais	mg/L	0	United States Environmental Protection Agency, 2009
Coliformes Fecais	mg/L	0	United States Environmental Protection Agency, 2009
Vírus	mg/L	0	United States Environmental Protection Agency, 2009

Quadro 33. Percentagens de remoção utilizadas para os processos de separação de MF, UF, NF e OI.

Parâmetros	Unidades	% Remoção Microfiltração	% Remoção Ultrafiltração	% Remoção Nanofiltração	% Remoção Osmose Inversa
Físicos e Químicos					
Turvação	NTU	97,6	97,6	S/I	S/I
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O2/L	80	85	90	97,7
Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	mg O2/L	85	86,6	S/I	S/I
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	97	98,6	83,6	95,33
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	1,3	1,3	53,33	97,67
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	58,3	68,75	95,33	95,33
Pesticidas totais	ug/l	-	-	76,4	97
Pesticida individual	ug/l	-	-	39,3	97
Microbiológico					
Coliformes Totais	N/100 mL	99,67	99,97	S/I	S/I
Coliformes Fecais	por 100 ml	99,67	99,97	S/I	S/I
Cistos de Protozoários	N/100 mL	99,67	99,99	> 6*log	> 7*log
Vírus	PFU/100 mL	66	99,67	99,967	99,997
Elementos					
Alumínio	ug/l	-	-	90	97,7
Arsênio	ug/l	-	-	40	91,7
Cádmio	ug/l	-	-	90	97,3
Chumbo	ug/l	-	-	90	97,3
Cianetos	ug/l	-	-	33,3	93,3
Cobre	ug/l	-	-	90	98,3
Crômio	ug/l	-	-	90	97,3
Ferro	ug/l	-	-	90	95,3
Manganês	ug/l	-	-	90	97,3
Mercurio	ug/l	-	-	33,3	97,3
Níquel	ug/l	-	-	90	98,3
Nitratos	mg NO3/L	1,3	1,3	30	92
Sulfatos	mg SO4/L	1	1	66,1	99
Cloretos	mg Cl/L	-	-	33,3	94,7
Sódio	mg Na/L	-	-	33,3	96
S/I – sem informação					

A simulação de aplicabilidade de sistemas de tratamento por membranas desenvolveu-se em 3 etapas:

- ✦ A primeira etapa corresponde ao pré-tratamento, onde se considerou a utilização de microfiltração ou em alternativa ultrafiltração;
- ✦ A segunda etapa correspondente ao tratamento avançado por nanofiltração ou em alternativa osmose inversa;
- ✦ A terceira etapa corresponde à análise e comparação dos valores de qualidade obtidos no fim de cada sistema de tratamento considerado com os valores de qualidade da água para consumo humano.

Os sistemas de tratamento considerados encontram-se representados na figura 15.

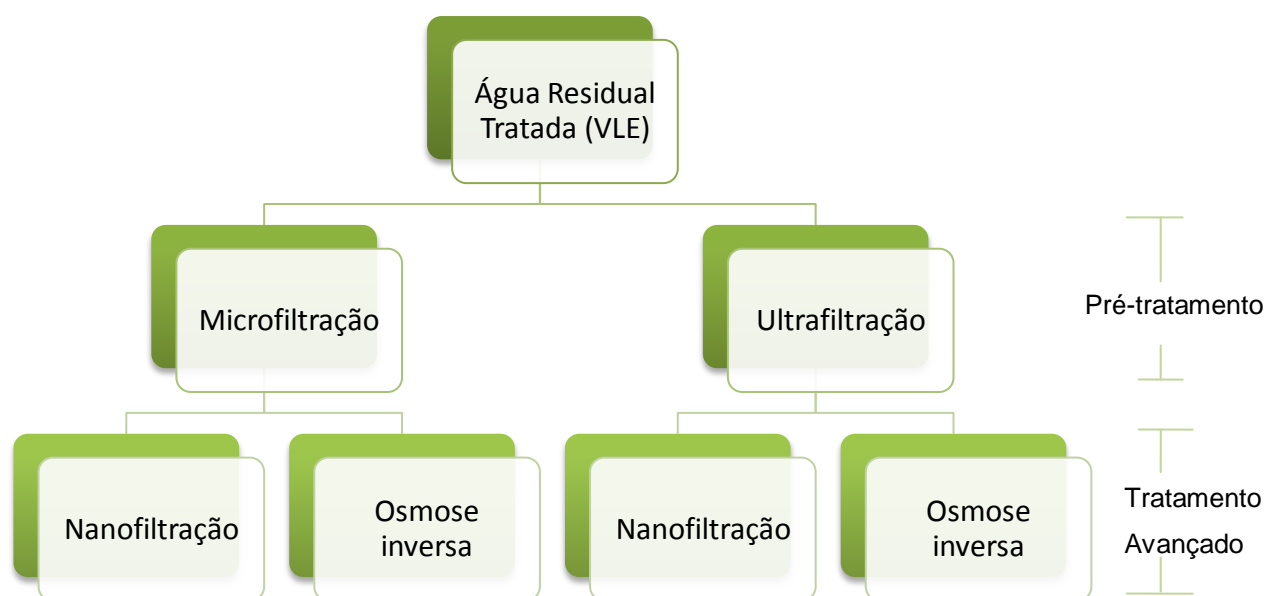


Figura 15. Diagrama dos esquemas de tratamento estudados.

6. Resultados e Discussão

Considerando a utilização de membranas de microfiltração e ultrafiltração na primeira etapa do tratamento (pré-tratamento), apresenta-se quadro 34 a qualidade da água a ser tratada (água residual tratada) e a qualidade final do efluente após os processos. Considerou-se importante esta primeira abordagem, por forma a observar as diferenças das características do efluente entre cada processo e também por forma a verificar se vão de encontro às necessidades mínimas de tratamento para os processos de nanofiltração e osmose inversa. Como já referido, as percentagens de remoção aplicadas para a MF e UF foram as que constam no quadro 33.

Quadro 34. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas microfiltração e ultrafiltração.

Parâmetros	Unidades	Águas Residuais	Permeado Microfiltração	Permeado Ultrafiltração
Físicos e Químicos				
Turvação	UNT	10	0,23	0,23
Carência Química em Oxigénio (CQO)	mg O ₂ /L	125	25	18,75
Carência Biológica em Oxigénio (CBO)	mg O ₂ /L	25	3,75	3,33
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	60	1,8	0,84
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	100	98,67	98,67
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	30	12,5	9,38
Microbiológicos				
Coliformes Totais	N/ 100 ml	20000	66,8	6,68
Coliformes Fecais	N/ 100 ml	2000	6,68	0,67
Cistos de Protozoários	N/100 mL	10	0,03	~ 0
Vírus	PFU/100 mL	1000	340	3,33
Elementos				
Nitratos	mg NO ₃ /L	50	49,33	49,33
Sulfatos	mg SO ₄ /L	2000	1980	1980

As principais diferenças entre os processos de MF e UF dizem respeito aos parâmetros microbiológicos, verificando-se uma menor presença destes no permeado de um processo de UF. Neste aspecto a separação por UF é também preferencial face à MF, uma vez que se traduz num menor potencial de colmatção biológica das membranas de osmose inversa ou nanofiltração. Contudo, pode recorrer-se a um processo de desinfecção logo após os sistemas de MF ou UF, por exemplo por cloro livre, cloraminas ou radiação ultravioleta, que funciona como barreira ao crescimento/desenvolvimento de filme biológico nas membranas de NF e OI.

Em termos de matéria orgânica (CBO e COT), verifica-se também uma maior remoção por parte do processo de UF. Tal facto é reafirmado pelo estudo realizado por Nguyen *et al.*, 2009, referenciado anteriormente. O problema da presença de matéria orgânica na água a ser tratada por membranas de

osmose inversa ou nanofiltração advém da sua afinidade pelas membranas, peso molecular e funcionalidade. Uma vez que a maioria das membranas são feitas de polímeros hidrofóbicos, a matéria orgânica presente na água tende a ser absorvida preferencialmente na superfície da membrana, originando problemas de fluxo (Wang *et al.*, 2008). Desta forma, é preferível utilizar um pré-tratamento que seja capaz de remover a maior quantidade de matéria orgânica.

Os processos de separação por membranas de osmose inversa e de nanofiltração requerem que a água possua determinadas características antes de passar por elas, uma vez que, por exemplo o excesso de sólidos suspensos pode causar um aumento da colmatação das membranas, originando perda de fluxo e desempenho e consequente necessidade de limpezas mais frequentes.

A maioria dos fabricantes de membranas, como por exemplo a KOCH Membrane Systems, a Hydranautics e a PurePro USA Corporation possuem requisitos de operação para as membranas de osmose inversa e nanofiltração no tratamento de águas residuais. Salienta-se que a turvação máxima tem de ser inferior a 1 UNT e o SDI (*Silt Density Index*) inferior a 5. Verifica-se, tanto no caso do processo microfiltração como ultrafiltração, que é possível obter valores de turvação inferiores a 1 UNT. No caso do SDI este tem de ser inferido com recurso a ensaio laboratorial.

Nos quadros 35 e 36 apresentam-se os resultados expectáveis da utilização da NF e OI após os processos de MF e UF. As percentagens de remoção utilizadas tanto para a NF como para a OI encontram-se no quadro 33, por sua vez os valores dos parâmetros da microfiltração e da ultrafiltração advém do quadro 34.

Pode observar-se pelo quadro 35 que os cistos de protozoários são removidos na totalidade tanto pela osmose inversa como pela nanofiltração. No caso dos vírus, verificam-se valores quase nulos, embora no caso do sistema de MF seguido de NF a presença de vírus no permeado seja mais elevada que no caso da MF seguida de OI. No entanto, se considerarmos a gama de tamanhos dos vírus, entre 30 a 300 nm e dos enterovírus, entre 25 e 30 nm (quadro 11) e compararmos com a “gama típica de poros” da NF e OI (quadro 10) pode-se observar que as dimensões dos vírus e enterovírus são superiores aos poros das membranas, pelo que será possível inferir que a sua remoção seja total. Salienta-se também que nas directrizes de qualidade da água para consumo humano da *World Health Organization*, consta que os processos de nanofiltração e osmose inversa possibilitam remoção total de vírus e protozoários (World Health Organization, 2008).

É então passível de afirmar que os parâmetros microbiológicos estudados podem ser removidos na totalidade com os processos de separação de nanofiltração e osmose inversa.

Quadro 35. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas nanofiltração e osmose inversa após microfiltração.

Parâmetros	Unidades	Permeado da Microfiltração	Permeado da Nanofiltração	Permeado da Osmose Inversa	Dec-Lei 306/2007 Anexo I
Físicos e Químicos					
Turvação	UNT	0,23			4
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O ₂ /L	25	2,5	0,58	
Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	mg O ₂ /L	3,75			
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	1,8	0,3	0,08	
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	98,67	46,04	2,30	
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	12,5	0,58	0,58	Sem alteração anormal ^a
Pesticidas totais	ug/l	2,5	0,59	0,075	0,50
Pesticida individual	ug/l	0,5	0,31	0,015	0,10
Microbiológicos					
Coliformes Totais	N/100 mL	66,8			
Coliformes Fecais	por 100 ml	6,68			
Cistos de Protozoários	N/100 mL	0,03	~ 0	~ 0	
Vírus	PFU/100 mL	340	0,12	0,01	
Elementos					
Alumínio	ug/l	10000	1000	233,3	200
Arsênio	ug/l	1000	600	83,3	10
Cádmio	ug/l	200	20	5,3	5,0
Chumbo	ug/l	1000	100	26,7	25 (10 ^b)
Cianetos	ug/l	500	333,3	33,3	50
Cobre	ug/l	1000	100	16, 7	2000
Crômio	ug/l	2000	200	53,3	50
Ferro	ug/l	2000	200	93,3	200
Manganês	ug/l	2000	200	53,3	50
Mercúrio	ug/l	50	33,3	1,3	1
Níquel	ug/l	2000	200	33,3	20
Nitratos	mg NO ₃ /L	49,3	34,3	3,92	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	1980	671,2	19,8	250
Cloretos	mg Cl/L	248	165,2	13,3	250
Sódio	mg Na/L	219,8	146,5	8,8	200

^a nas águas de consumo o COT é geralmente inferior a 0,2 mg/L (Mendes e Oliveira, 2004)

^b após 25 de Dezembro de 2013

No caso dos grupos de coliformes não foram abordadas percentagens de remoção pelas membranas de nanofiltração e osmose inversa. Citando Mendes e Oliveira, 2004, “As expressões “grupo de bactérias coliformes”, “grupo coliforme” e “coliformes” são consideradas sinónimas. As espécies

bacterianas englobadas nessas expressões pertencem aos géneros *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella*, *Aerobacter* e outras, bioquimicamente intermédias entre elas.”, sendo assim, pode-se inferir que a remoção de coliformes pode ser feita de uma forma semelhante às bactérias para as membranas de nanofiltração e osmose inversa. Portanto, se se considerar, pelo quadro 33 as remoções de log 3 a 6 para a NF e log 4 a 7 para a OI, pode-se inferir que a presença de coliformes é nula tanto no permeado por separação por osmose inversa como por nanofiltração. De uma perspectiva de tamanhos, as bactérias possuem tamanhos entre 300 a 10.000 nm, e pelo mesmo motivo que no caso dos vírus, pode-se afirmar que podem ser removidos na sua totalidade com os processos mencionados.

Nos parâmetros físicos e químicos estudados (quadro 35), verifica-se que as membranas de osmose inversa possibilitam percentagens de remoção maiores do que as membranas de nanofiltração, o que se traduz numa menor concentração destes parâmetros no permeado da osmose inversa. Verifica-se que ambos os sistemas estudados (MF – NF e MF – OI), apresentam valores finais de carbono orgânico total superiores a 0,2 mg/L, não estando de acordo com Mendes e Oliveira, 2004. No que respeita à CBO, verifica-se que a microfiltração já consegue satisfazer os requerimentos de qualidade, no entanto no caso da CQO só após nanofiltração ou osmose inversa é que apresenta concentrações de acordo com os requerimentos para água de consumo.

As concentrações dos pesticidas totais e individuais no permeado oriundo da NF não estão de acordo com os valores legislados para água de consumo, no entanto a osmose inversa consegue satisfazer os requisitos.

No que respeita aos parâmetros elementos, ainda do quadro 34, as diferenças de remoção são mais significativas para o processo por osmose inversa do que para o processo por nanofiltração. Como já foi referido, tal advém da capacidade da osmose inversa reter espécies monovalentes e com menor peso molecular do que a nanofiltração. Ao comparar as concentrações dos elementos estudados após nanofiltração e osmose inversa, verifica-se que os únicos parâmetros que estão de acordo com a legislação para o permeado da NF são os nitratos, o cobre e o ferro, este último com a concentração no limite. No caso do permeado da OI, estão em concordância com a legislação os parâmetros cianetos, cobre, ferro, nitratos e sulfatos e os parâmetros mercúrio, crómio e cádmio apresentam concentrações próximas do valor paramétrico.

O quadro 36 apresenta os valores obtidos pelos processos de separação por nanofiltração e osmose inversa após ultrafiltração.

Pode-se observar que os parâmetros microbiológicos apresentam valores nulos no permeado tanto da nanofiltração como osmose inversa. Neste aspecto, pode-se verificar que a utilização de ultrafiltração como processo de pré-tratamento é mais vantajosa do que a microfiltração, tanto para o seguimento de tratamento por nanofiltração como por osmose inversa. A mesma justificação apresentada anteriormente para os coliformes, também se aplica no presente caso, com a

salvaguarda de que a ultrafiltração proporcionou valores mais baixos destes na água a ser tratada por NF ou OI, e desta forma, o potencial de colmatção destas membranas torna-se mais baixo, visto este depender das partículas coloidais presentes na água.

Quadro 36. Comparação dos valores de qualidade obtidos após tratamento com os processos de separação por membranas nanofiltração e osmose inversa após ultrafiltração.

Parâmetros	Unidades	Permeado da Ultrafiltração	Permeado da Nanofiltração	Permeado da Osmose Inversa	Dec-Lei 306/2007 Anexo I
Físicos e Químicos					
Turvação	UNT	0,23			4
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O ₂ /L	18,75	1,875	0,43	
Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	mg O ₂ /L	3,33			
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	0,84	0,14	0,04	
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	98,67	46,04	2,3	
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	9,38	0,44	0,44	Sem alteração anormal ^a
Pesticidas totais	ug/l	2,5	0,59	0,075	0,50
Pesticida individual	ug/l	0,5	0,31	0,015	0,10
Microbiológico					
Coliformes Totais	N/100 mL	6,68			
Coliformes Fecais	por 100 ml	0,67			
Cistos de Protozoários	N/100 mL	~ 0	~ 0	~ 0	
Vírus	PFU/100 mL	3,33	~ 0	~ 0	
Elementos					
Alumínio	ug/l	10000	1000	233,3	200
Arsênio	ug/l	1000	600	83,3	10
Cádmio	ug/l	200	20	5,3	5,0
Chumbo	ug/l	1000	100	26,7	25 (10 ^b)
Cianetos	ug/l	500	333,3	33,3	50
Cobre	ug/l	1000	100	16,7	2000
Crômio	ug/l	2000	200	53,3	50
Ferro	ug/l	2000	200	93,3	200
Manganês	ug/l	2000	200	53,3	50
Mercúrio	ug/l	50	33,3	1,3	1
Níquel	ug/l	2000	200	33,3	20
Nitratos	mg NO ₃ /L	49,33	34,3	3,9	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	1980	671,2	19,8	250
Cloretos	mg Cl/L	248	165,2	13,2	250
Sódio	mg Na/L	219,8	146,5	8,8	200

^a nas águas de consumo o COT é geralmente inferior a 0,2 mg/L (Mendes e Oliveira, 2004)

^b após 25 de Dezembro de 2013

Relativamente aos parâmetros físicos e químicos (quadro 36), as principais diferenças registadas entre a utilização de UF como pré-tratamento em vez da MF, resultam no valor de carbono orgânico total, e que apesar de ser mais baixo após os sistemas de NF ou OI ainda não é inferior a 0,2 mg C/L. Por outro lado os parâmetros de CQO e CBO encontram-se de acordo com os valores de qualidade da água para consumo (quadro 31) em ambos os sistemas de tratamento (UF – NF e UF – OI).

No caso dos pesticidas, uma vez que a ultrafiltração ou microfiltração não os removem, as suas concentrações nos sistemas UF – NF/OI são idênticas às dos sistemas MF – NF/OI, sendo que no presente caso só o sistema UF – OI é que possui valores de pesticidas que respeitam as normas para consumo humano.

No que respeita aos parâmetros elementos, visto a microfiltração ou ultrafiltração não possuírem influência sobre as suas concentrações, pois não retêm substâncias de baixo peso molecular ou iónicas, não existem diferenças entre as concentrações do quadro 35 e 36. Sendo assim, tal como para os sistemas MF – NF/OI, também os sistemas UF – NF/OI possuem os mesmos parâmetros que não estão de acordo com as normas de água para consumo humano. Desta forma, é necessário contemplar uma outra abordagem ao sistema global de tratamento.

De modo a estabelecer uma comparação mais objectiva, apresenta-se no quadro 37 os valores de qualidade para todos os parâmetros analisados no fim de cada sistema de separação por membranas estudado. Os parâmetros CBO e turvação encontram-se com o sinal de inferior, uma vez que apesar de não terem sido consideradas percentagens de remoção pelas membranas de osmose inversa e nanofiltração para estes parâmetros, elas têm a capacidade de removê-los. No caso dos coliformes totais e fecais, considera-se que a sua presença na água após os processos de nanofiltração ou osmose inversa é zero, pelas razões evidenciadas anteriormente.

O quadro 37 permite uma observação mais pormenorizada das diferenças existentes entre os quatro sistemas de membranas considerados. Os parâmetros que estão de acordo com as normas de água para consumo humano encontram-se a verde.

Nos parâmetros elementos, as diferenças são só ao nível da separação por nanofiltração e osmose inversa, verificando-se que a osmose inversa consegue garantir que mais parâmetros possuam qualidade aceitável para consumo humano. No caso dos parâmetros físico-químicos, verifica-se que alguns não satisfazem a qualidade de água para consumo humano, embora o sistema que possui osmose inversa, independentemente do pré-tratamento considerado, garante melhor qualidade do efluente final. Em relação aos parâmetros microbiológicos, verifica-se que apenas o sistema que possui microfiltração em pré-tratamento não consegue satisfazer todos os requisitos de qualidade para consumo humano (vírus).

No entanto, também se verifica que qualquer um dos sistemas de tratamento considerados não é suficiente para garantir que todos os parâmetros respeitem as normas de água para consumo

humano, embora seja possível observar que o permeado obtido pelo sistema de UF/OI respeite as normas de água para consumo humano num maior número de parâmetros.

Quadro 37. Qualidade dos parâmetros estudados por cada sistema de separação por membranas considerado.

Parâmetros	Unidades	MF / NF	MF / OI	UF / NF	UF / OI	Dec-Lei 306/2007 Anexo I
Físicos e Químicos						
Turvação	UNT	< 0,23	< 0,23	< 0,23	< 0,23	4
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O ₂ /L	2,5	0,58	1,875	0,43	10 ^c
Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	mg O ₂ /L	< 3,75	< 3,75	< 3,33	< 3,33	6 ^c
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	0,3	0,08	0,14	0,04	-
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	46,04	2,30	46,04	2,30	500 ^d
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	0,58	0,58	0,44	0,44	Sem alteração anormal ^a
Pesticidas totais	ug/l	0,59	0,075	0,59	0,075	0,50
Pesticida individual	ug/l	0,31	0,015	0,31	0,015	0,10
Microbiológico						
Coliformes Totais	N/100 mL	~ 0	~ 0	~ 0	~ 0	0 ^d
Coliformes Fecais	por 100 ml	~ 0	~ 0	~ 0	~ 0	0 ^d
Cistos de Protozoários	N/100 mL	~ 0	~ 0	~ 0	~ 0	-
Vírus	PFU/100 mL	0,12	0,01	~ 0	~ 0	0 ^d
Elementos						
Alumínio	ug/l	1000	233,3	1000	233,3	200
Arsênio	ug/l	600	83,3	600	83,3	10
Cádmio	ug/l	20	5,3	20	5,3	5,0
Chumbo	ug/l	100	26,7	100	26,7	25 (10 ^b)
Cianetos	ug/l	333,3	33,3	333,3	33,3	50
Cobre	ug/l	100	16,7	100	16,7	2000
Crômio	ug/l	200	53,3	200	53,3	50
Ferro	ug/l	200	93,3	200	93,3	200
Manganês	ug/l	200	53,3	200	53,3	50
Mercurio	ug/l	33,3	1,3	33,3	1,3	1
Níquel	ug/l	200	33,3	200	33,3	20
Nitratos	mg NO ₃ /L	34,3	3,92	34,3	3,95	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	671,2	19,8	671,2	19,8	250
Cloretos	mg Cl/L	165,2	13,3	165,2	13,22	250
Sódio	mg Na/L	146,5	8,8	146,5	8,79	200

^a nas águas de consumo o COT é geralmente inferior a 0,2 mg/L (Mendes e Oliveira, 2004)

^b após 25 de Dezembro de 2013

^c (Kumar e Sinha, 2010)

^d (United States Environmental Protection Agency, 2009)

Considera-se então, como abordagem de tratamento, um sistema composto por pré-tratamento por ultrafiltração, seguido de separação por dois estágios de osmose inversa em série. A escolha da ultrafiltração face à microfiltração advém das vantagens da UF sobre a MF, nomeadamente a nível da remoção de matéria orgânica e microrganismos. No caso da osmose inversa, a escolha adveio das diferenças de remoção de contaminantes da água ainda serem consideráveis, especialmente dos parâmetros elementos, verificando-se uma maior consistência e percentagens de remoção por parte do processo de osmose inversa.

Note-se que os problemas de qualidade evidenciados pelo sistema de UF – OI (quadro 37) eram relativos aos parâmetros COT, alumínio, arsénio, cádmio, chumbo, crómio, manganês, mercúrio e níquel. No caso dos cloretos e sódio, visto a osmose inversa ter a capacidade de remover da água iões monovalentes com taxas de rejeição bastante altas, a concentração destes na água é reduzida, no entanto pode ser corrigida por processos de pós-tratamento.

As percentagens de remoção utilizadas para o segundo estágio foram as mesmas que as utilizadas para o primeiro (quadro 33). Os valores de qualidade obtidos pelo sistema de ultrafiltração seguido de dois estágios em série de osmose inversa apresentam-se no quadro 38.

Pela análise do quadro 38 pode verificar-se que a aplicação de um segundo estágio de osmose inversa em série com o primeiro consegue satisfazer todos os requisitos de qualidade de água para consumo. No entanto, uma vez que a água fica praticamente desmineralizada, pode também verificar-se que as concentrações de minerais na água, nomeadamente os cloretos e o sódio, são muito baixas.

A utilização de osmose inversa, devido à sua capacidade de separar iões e compostos orgânicos com pesos moleculares superiores a 50 Daltons da água, faz com que não só os contaminantes não desejados mas também os essenciais sejam removidos da água. Sendo assim, a sua aplicação tanto no tratamento de água como na recuperação de água residual, remove também os iões que conferem dureza e alcalinidade à água. Neste aspecto é pode-se inferir que para além das concentrações de cloretos e sódio, também as concentrações dos iões magnésio, cálcio, potássio, entre outros, são bastante reduzidas.

Quadro 38. Tratamento por ultrafiltração e dois estágios em série de osmose inversa.

Parâmetros	Unidades	Águas Residuais	Permeado da Ultrafiltração	Permeado do 1º Estágio Osmose Inversa	Permeado do 2º Estágio Osmose Inversa	Dec-Lei 306/2007 Anexo I
Físicos e Químicos						
Turvação	UNT	10	0,23			4
Carência Química em Oxigênio (CQO)	mg O ₂ /L	125	18,75	0,43	0,01	
Carência Biológica em Oxigênio (CBO)	mg O ₂ /L	25	3,33			
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	60	0,84	0,04	0,002	
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/l	100	98,67	2,30	0,054	
Carbono Orgânico Total (COT)	mg C/L	30	9,38	0,4375	0,02	Sem alteração anormal ^a
Pesticidas totais	ug/l	2,5		0,075	0,002	0,50
Pesticida individual	ug/l	0,5		0,015	0,0004	0,10
Microbiológico						
Coliformes Totais	N/100 mL	20000	6,68			
Coliformes Fecais	por 100 ml	2000	0,67			
Cistos de Protozoários	N/100 mL	10	~ 0	~ 0	~ 0	
Vírus	PFU/100 mL	1000	3,334	~ 0	~ 0	
Elementos						
Alumínio	ug/l	10000		233,3	5,44	200
Arsênio	ug/l	1000		83,3	6,94	10
Cádmio	ug/l	200		5,3	0,14	5,0
Chumbo	ug/l	1000		26,7	0,71	25 (10 ^b)
Cianetos	ug/l	500		33,3	2,2	50
Cobre	ug/l	1000		16,7	0,28	2000
Crômio	ug/l	2000		53,3	1,42	50
Ferro	ug/l	2000		93,3	4,36	200
Manganês	ug/l	2000		53,3	1,42	50
Mercúrio	ug/l	50		1,3	0,04	1
Níquel	ug/l	2000		33,3	0,56	20
Nitratos	mg NO ₃ /L	50	49,33	3,95	0,32	50
Sulfatos	mg SO ₄ /L	2000	1980	19,8	0,2	250
Cloretos	mg Cl/L	248		13,22	0,71	250
Sódio	mg Na/L	219,8		8,79	0,35	200

^a nas águas de consumo o COT é geralmente inferior a 0,2 mg/L (Mendes & Oliveira, 2004)

^b após 25 de Dezembro de 2013

Por forma a que a água seja então utilizada para consumo humano, é necessário um sistema de pós-tratamento, que vise a remineralização da água.

Os parâmetros chumbo e mercúrio, no quadro 38, apresentam valores de 0,71 µg/L e 0,04 µg/L respectivamente. No entanto os limites de detecção são superiores às concentrações obtidas, sendo estes para o chumbo pelo método Espectroscopia de Absorção Atômica de 1 µg/L e para o mercúrio pelo método Espectroscopia de Absorção Atômica por vapor frio de 0,05 µg/L. É importante ter em conta os limites de detecção dos contaminantes, pois não se pode afirmar que não existe determinado contaminante na água, uma vez que esse mesmo contaminante quando em concentrações abaixo do limite de detecção não é quantificado.

Não obstante, a utilização de processos de membranas permite a possibilidade de a partir de uma água residual, obter água com qualidade para consumo humano. Os casos de estudo apresentados, em especial o dos Estados Unidos da América e o de Wulpen, na Bélgica, contribuem para a segurança na afirmação feita, uma vez que se verifica que a qualidade da água obtida, no primeiro caso por um sistema de microfiltração seguido de um de osmose inversa e no segundo caso de um sistema de ultrafiltração seguido de um de osmose inversa, consegue satisfazer as normas legisladas para consumo humano.

7. Conclusões

Os processos de separação por membranas abriram novas possibilidades à questão da reutilização da água residual, uma vez que conseguem produzir água com melhor qualidade, menor recurso a agentes químicos e maior fiabilidade em termos de tolerância a variações acentuadas na composição química da água, do que um sistema de tratamento convencional.

Em termos de reutilização de água residual, têm sido criadas normas/critérios de reutilização, que estipulam determinadas características de qualidade da água, consoante o tipo de reutilização pretendida. A emergência destas normas prende-se com a crescente preocupação com a saúde pública e ambiental, como por exemplo as doenças que possam advir do consumo indirecto ou directo de água recuperada. Salientam-se exemplos de guias técnicos e respectivos países de aplicação: Os Estados Unidos da América em 2004 reformularam as *Guidelines for Water Reuse*, a Austrália possui as *Australian Guidelines for Water Recycling*, Portugal em Janeiro de 2010 editou um Guia Técnico sobre Reutilização de Águas Residuais pela Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) e pelo Instituto Superior de Engenharia de Lisboa (ISEL).

Existe no entanto, falta de informação no que respeita à categoria de reutilização potável directa de água residual por parte das directrizes/guias enunciadas. Neste aspecto é necessária mais investigação, nomeadamente estudos epidemiológicos e toxicológicos. Contudo é importante referir, que a nível de sistemas convencionais de tratamento de água para consumo humano, a existência deste tipo de estudos também não é abrangente.

A reutilização potável de água residual, implica que exista credibilidade quer nos sistemas de tratamento utilizados, quer na entidade responsável pelo tratamento. Neste aspecto, a manutenção de uma constante qualidade e sempre de acordo com as normas é bastante importante. É então fundamental a aplicação de uma abordagem multibarreira de tratamento, em que são contemplados vários tratamentos de uma forma consecutiva (e.g. tratamento secundário de água residual, tratamento terciário ou pré-tratamento, tratamento avançado para remoção de constituintes dissolvidos, condicionamento e desinfecção). É também importante a existência de um programa de monitorização contínua, e caso as análises de qualidade efectuadas à água não estejam de acordo com as normas para consumo humano, seja cortada a distribuição e a água encaminhada para a cabeça da linha de tratamento, até a qualidade ser restabelecida.

Actualmente, o desenvolvimento sócio-económico e o aumento da esperança de vida acarreta consigo a expansão do mercado industrial e farmacêutico, pelo que a criação e aparecimento de novos compostos químicos é uma prática comum. Estima-se que cerca de 120 compostos químicos novos sejam desenvolvidos todos os anos (Deeb *et al.*, 2002). Estes novos contaminantes têm o nome de compostos emergentes, sendo amplamente utilizados em bens de consumo utilizados no dia-a-dia do cidadão. A sua dispersão para o ambiente faz-se através dos mais variados usos

domésticos, comerciais e industriais, entrando desta forma nos recursos hídricos (e.g. águas residuais tratadas). Podem-se dividir essencialmente em 3 classes, os Disruptores Endócrinos, os Compostos Activos Farmacêuticos e os Produtos de Higiene Pessoal. Os efeitos destes contaminantes quer no ambiente, quer na saúde humana, bem como a sua ocorrência e os mecanismos de transporte e transformação, são muito pouco conhecidos. Ao mesmo tempo, não se encontram regulamentados na legislação europeia referente à qualidade da água para consumo humano .

Uma vez que a informação sobre este tipo de contaminantes é deficitária, especialmente a nível dos efeitos toxicológicos, a sua remoção de águas para consumo é de extrema importância. Neste aspecto a tecnologia de separação por membranas, especialmente os processos de osmose inversa e nanofiltração, possui um papel fundamental, visto possibilitarem percentagens de remoção bastante elevadas. Salienta-se o estudo desenvolvido por Dolar *et al.*, 2009, que verificou a completa remoção de alguns antibióticos estudados (*sulfaguanidine*, *sulfadiazine*, *sulfamethazine*, *trimethoprim*, *enrofloxacin*) por membranas de OI e NF, o estudo por Chang *et al.*, 2009, que demonstrou resultados satisfatórios na remoção de disruptores endócrinos pelos processos de membranas e o estudo por Herberer e Feldmann, 2004, que obtiveram eficiências de remoção superiores a 99% para oito compostos farmacêuticos (bezafibrato, carbamazepina, ácido clofíbrico, diclofenaco, ácido fenofíbrico, cetoprofeno, naproxeno e primidona) por osmose inversa com recirculação.

O objectivo do presente trabalho foi contribuir para demonstrar a possibilidade de obter água para consumo humano a partir de uma água residual tratada. Foram estudadas as percentagens de remoção dos processos de separação por membranas de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa para diferentes tipos de constituintes. Numa primeira análise foram abordados quatro esquemas de tratamento: MF – NF; MF – OI; UF – NF; UF – OI. Concluiu-se que nenhum destes sistemas de tratamento conseguia produzir água com qualidade suficiente para consumo humano, nomeadamente no que respeita aos parâmetros carbono orgânico total e alguns elementos, como o alumínio, arsénio, chumbo, crómio, manganês, mercúrio e níquel. Houve uma necessidade de contemplar nova abordagem de tratamento, escolhendo um sistema de pré-tratamento entre as alternativas MF ou UF, e um sistema de tratamento avançado entre as alternativas NF ou OI composto por 2 ou mais estágios de permeado, de modo a obter água com qualidade para consumo humano.

De uma perspectiva de pré-tratamento para as membranas de osmose inversa ou nanofiltração, uma menor concentração de matéria orgânica na água diminui o potencial de colmatação destas, bem como uma menor presença de microrganismos na água é benéfico em termos de desenvolvimento de biofilme nas membranas. Sendo assim, a escolha da separação por ultrafiltração para sistema de pré-tratamento ao invés da separação por microfiltração adveio dos critérios de remoção de matéria orgânica e microrganismos da água, uma vez que a ultrafiltração produz permeados com concentrações mais baixas destes.

A separação por osmose inversa foi preferencial à separação por nanofiltração devido à capacidade de remoção de espécies com menor tamanho molecular e valência iónica, possibilitando maiores percentagens de remoção para contaminantes como os cianetos, o mercúrio, os nitratos e sulfatos, os pesticidas, e também de sólidos dissolvidos e em suspensão. No caso do arsénio (As(III)), a remoção por nanofiltração também é bastante inferior à alcançada por osmose inversa. Para que a nanofiltração possua a capacidade de remover mais eficientemente o ião arsénio (III), este tem que ser oxidado a As(V). Por exemplo, quantidades elevadas de permanganato de potássio (KMnO_4) ou peróxido de oxigénio (H_2O_2) conseguem oxidar todo o As(III) em As(V) presente numa água (Gergely, 2001). No entanto esta abordagem implica o recurso a mais reagentes químicos do que no caso da osmose inversa, pelo que não se torna vantajoso.

Em conclusão, verifica-se a possibilidade de produzir água com qualidade para consumo humano a partir de água residual tratada por um sistema de tratamento composto por ultrafiltração e dois estágios em série de osmose inversa. A qualidade da água obtida, com excepção dos parâmetros cloretos e sódio, encontra-se de acordo com o Dec-Lei n.º 306/2007.

É também importante abordar os processos de separação por percentagens de recuperação conseguidas. Estudou-se que os processos de separação por membranas que funcionam por fluxo tangencial possuem valores de recuperação de água na ordem dos 80%, podendo ser aumentados com recirculação do concentrado. Salienta-se o caso do sistema de osmose inversa de três estágios da estação avançada de tratamento da OCWD que consegue cerca de 85% de recuperação de água. No entanto, por forma a não estar a sobre-estimar os valores de recuperação, considera-se 80% de recuperação tanto para a ultrafiltração, como para a osmose inversa do esquema de tratamento proposto. Nesta perspectiva, apenas cerca de 51% da água inicial é recuperada. Estratégias para aumentar a recuperação de água deverão ser estudadas, nomeadamente utilizar estágios para o concentrado.

Uma vez que a separação por osmose inversa consegue separar da água espécies iónicas monovalentes e compostos de baixo peso molecular, a água proveniente deste sistema encontra-se desmineralizada e com uma alcalinidade muito baixa, pelo que é necessário que seja contemplado um sistema de pós-tratamento, por forma a estabilizar a água, tornando-a não corrosiva.

Na figura 16 encontra-se sintetizado um possível sistema de tratamento a adoptar para produção de água potável, partindo do pressuposto que o efluente secundário tem características iguais às consideradas.

O sistema de pré-tratamento ao sistema de separação por ultrafiltração não serve para otimizar as eficiências de remoção por parte deste último, mas sim para diminuir o potencial de colmatação, prevenindo o desgaste da membrana e diminuindo a frequência de limpeza para manter o fluxo

constante. O hipoclorito de sódio é também utilizado como pré-tratamento ao sistema de ultrafiltração para evitar o desenvolvimento de microrganismos nas membranas originando colmatção biológica.

A adição de ácido funciona para inibir a formação de incrustações, para baixar o pH por forma a converter as espécies carbonatadas em bicarbonatadas, que são mais solúveis. Os agentes antiescalantes (compostos poliméricos) possuem duas funções, ou prevenir totalmente a formação de precipitados ou permitir a formação de precipitados que sejam facilmente removidos com limpeza das membranas.

O *cartridge filter* funciona como uma protecção extra à membrana de osmose inversa, removendo qualquer impureza particulada originada pela adição de ácido e antiescalantes, e também como barreira secundária no caso de falha do pré-tratamento. É um filtro que funciona por pressão, que possui poros com tamanhos entre 5 a 15 µm, não removendo substâncias dissolvidas.

O peróxido de hidrogénio em conjunto com a radiação ultravioleta constitui um processo de oxidação avançada. A absorção de radiação UV (200 a 280 nm) pelo peróxido de hidrogénio origina radicais hidroxilo (OH[•]) e que, visto serem fortes agentes oxidantes, conseguem oxidar a maioria dos compostos orgânicos em dióxido de carbono, água e minerais ácidos (e.g. HCl). Por outro lado, a radiação ultravioleta funciona como barreira aos microrganismos no caso de uma eventual contaminação do permeado da osmose inversa. O tratamento por UF – OI e/ou radiação UV é eficiente na remoção do composto NDMA e dos seus precursores.

O sistema de condicionamento e ajuste de pH é utilizado por forma a que a água obtenha os minerais e dureza necessários por forma a ser utilizada para consumo humano.

É contemplado também um segundo ponto de desinfecção por cloro ou compostos clorados antes da distribuição, por forma a garantir desinfectante residual na água e prolongar o efeito desinfectante, para não haver surtos de crescimento biológico durante a distribuição. Neste aspecto, uma vez que o carbono orgânico total é inferior a 0,2 mg/L, os problemas associados à formação de DBP devem ser reduzidos.

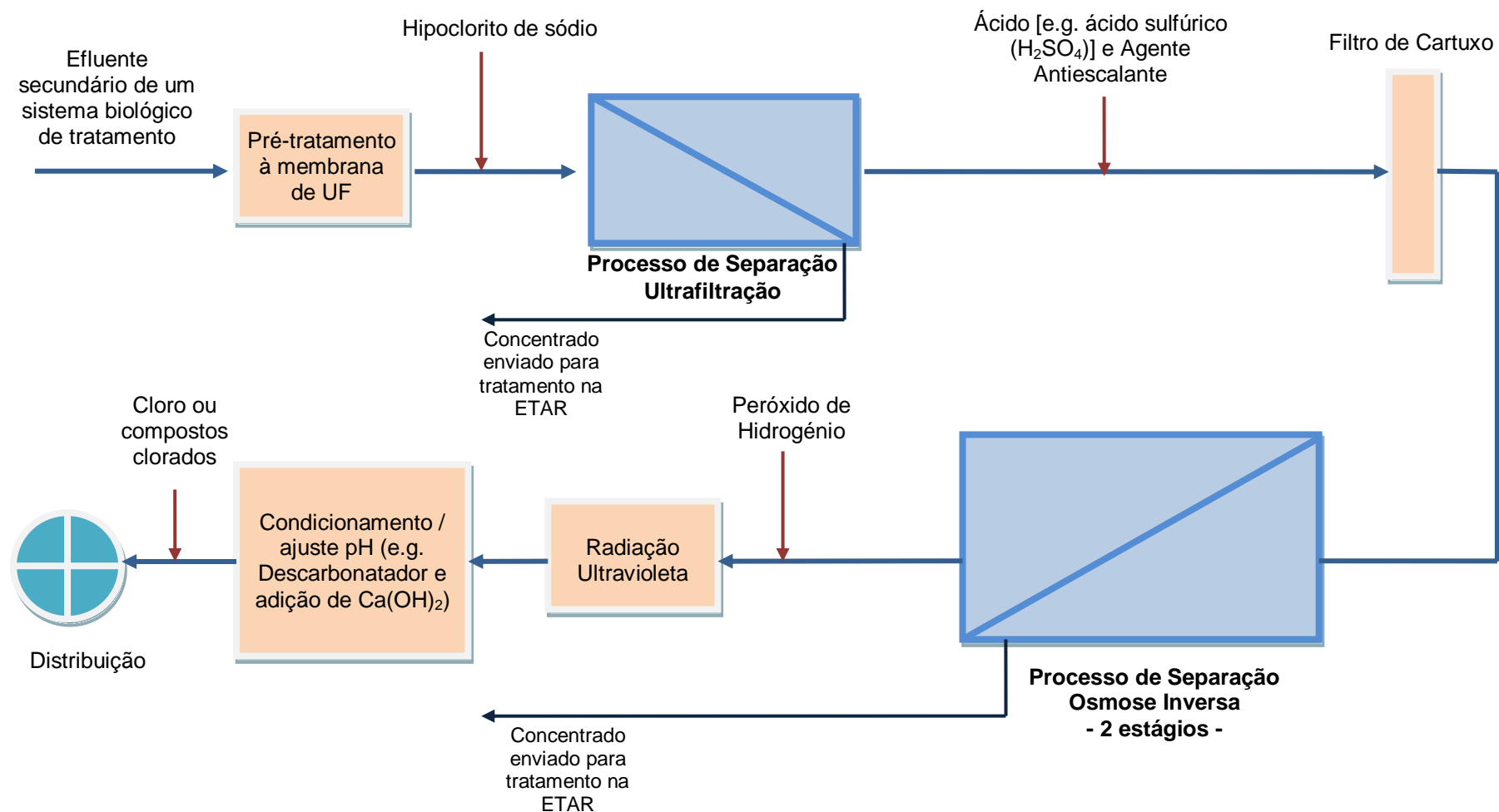


Figura 16. Possível sistema de tratamento por membranas para produzir água de consumo humano a partir de água residual.

8. Oportunidades de melhoria

No decorrer da presente dissertação de mestrado encontraram-se algumas barreiras que não conseguiram ser transpostas. Uma dessas barreiras é a falta de directrizes para a reutilização potável directa de água residual. Vários países, e até mesmo a World Health Organization, possuem um conjunto de directrizes que definem os tipos de utilizações em que a água residual pode ser aplicada depois de recuperada, bem como o nível de tratamento necessário de acordo com o uso. No entanto, existe uma lacuna de informação, quando o objectivo é a reutilização potável directa.

Neste aspecto, como oportunidade de melhoria, salienta-se a criação de um guia para reutilização potável directa de água residual. Seria interessante utilizar a experiência adquirida pela cidade de Windhoek, na Namíbia, que é o único sítio no mundo inteiro que faz este tipo de reutilização, tendo desenvolvido os próprios guias técnicos ou regulamentos para atingir os níveis de qualidade da água para consumo humano.

Outra barreira que se verificou durante o decorrer do trabalho, foi a quase inexistência de estudos sobre a reutilização potável directa. Existem no entanto vários estudos que referem que a qualidade da água obtida pelos sistemas de tratamento encontra-se de acordo com as normas de água para consumo, mas os objectivos principais dos estudos eram, na sua maioria, recarga de aquíferos. Como oportunidade de melhoria, seria importante a realização de testes piloto que visem obtenção de água potável por processos de membranas a partir de água residual, por forma a começar a criar uma base de dados e troca de informação entre investigadores.

Um projecto deste tipo, que envolva o consumo directo de água residual recuperada, é necessário envolver estudos epidemiológicos, toxicológicos, microbiológicos e análise de gestão de risco. Salienta-se a necessidade de desenvolvimento destes estudos num futuro próximo, uma vez que existe uma lacuna neste tipo de informação.

A gestão de risco será útil para estabelecer critérios de qualidade de água recuperada e definir técnicas que diminuam o risco do consumo da água. Estas técnicas, em conjunto com os dados dos estudos epidemiológicos, microbiológicos e toxicológicos, servirão para criar ou modificar regulamentos.

Referências Bibliográficas

Acero, J. L., Benitez, F. J., Leal, A. I., Real, F. J., & Teva, F. (2010). Membrane filtration technologies applied to municipal secondary effluents for potential reuse. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 390–398.

Agoas, I. O. (2008). *Utilização de Origens de Água com Qualidade Inferior a A3 na Produção de Água para Consumo Humano*. (Master dissertation). Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

American Water Works Association. (2007). *Reverse Osmosis and Nanofiltration - Manual of Water Supply Practices* (Second Edition). American Water Works Association.

American Water Works Association. (1999). *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. McGraw-Hill.

American Water Works Association. (1996). *Water Treatment Membrane Processes*. McGraw-Hill.

Arévalo, J., Garralón, G., Plaza, F., Moreno, B., Pérez, J., & Gómez, M. Á. (2009). Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study. *Desalination*, 243(1-3), 32–41.

Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. New York. McGraw-Hill.

Atkinson, S. (1999). A brief history in membrane science. *Filtration and Separation*, 36(1), 28.

Ba, C. (2010). Design of Advanced Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes for Water Purification. (Dissertação Doutorado). Retrieved from University of Illinois at Urbana-Champaign.

Bacfree. (2010). *Industrial Process Water Filtration*. Retrieved January 15, 2011, from http://www.bacfree.com.my/ind_baro.html

Baker, R. W. (2004). *Membrane Technology and Applications*. West Sussex. John Wiley & Sons, Ltd.

Bartels, C. R. (2006). Reverse Osmosis Membranes for Wastewater Reclamation. Retrived from http://membranes.com/index.php?pagename=tech_papers

Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology* (Third Edition). Hoboken, New Jersey. John Wiley & Sons, Inc.

Bourgeois, K. N., Darby, J. L., & Tchobanoglous, G. (2001). Ultrafiltration of Wastewater: Effects of particles, mode of operation, and backwash effectiveness. *Water Res.*, 35(1), 77-90.

California Urban Water Agencies, National Water Research Institute, WaterReuse California. (2010). *Direct Potable Reuse Workshop*. Sacramento, CA: Author.

Cartwright, P. S. (2010). Proceedings from AFS Annual 2010 Conference: *Water Reuse & Recycle*. San Antonio, TX: Cartwright Consulting Co.

Chang, H., Choo K., Lee B. & Choi, S. (2009). The methods of identification, analysis, and removal of endocrine disrupting compounds (EDCs) in water. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1), 1-12.

Choksuchart, P., Héran, M., & Grasmick, A. (2002). Ultrafiltration enhanced by coagulation in an immersed membrane system. *Desalination*, 145(1-3), 265-272.

Deeb, R. A., Kresic, N., Laugier, M. C., & Kavanaugh, M. C. (2002, December). *Emerging Water Contaminants: Technical, Legal and Policy Challenges*. Talk presented at the II Fall Meeting of the American Geophysical Union. San Francisco, CA.

Dolar, D., Kosutic, K., Pavlovic, D. M., & Kunst, B. (2009). Removal of emerging contaminants of industrial origin by NF/RO - A pilot scale study. *Desalination and Water Treatment*, 6, 197-203.

EEA (2003). *Europe's environment: the third assessment (report No 10)*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.

EPRI Community Environmental Center. (1997). *Membrane Technologies for Water and Wastewater Treatment*. Plao Alto, CA: Electric Power Research Institute.

Excel Water Technologies Inc. (2007). *Reverse Osmosis Rejection Rates*. Retrieved in August 4, 2010, from <http://www.excelwater.com/eng/b2c/rejection.php>

Fane, A. G. (2007). Sustainability and membrane processing of wastewater for reuse. *Desalination*, 202(1-3), 53–58.

Gergely, S. (2001). Arsenic removal from drinking water by nanofiltration. (Doctoral Dissertation). Retrieved from Szent István University.

Australian Government, Department of Health and Ageing. (2001). *Review of Health Issues Associated with Potable Reuse of Wastewater*. Brisbane: Hamlyn-Harris, D.

Hanna Instruments Pty Ltd. (S/D). What is COD. Retrieved June 13, 2010, from http://www.hannainst.com.au/Pro/what_is_cod.htm

- Hartley, T. W. (2006). Public perception and participation in water reuse. *Desalination*, 187(1-3), 115–126.
- Heberer, T. & Feldmann, D. (2004). *Pharmaceuticals in the Environment*. Freiburg, Germany. Springer Berlin Heidelberg
- Ho, W. S. & Sirkar, K. K. (1992). *Membrane Handbook*. New York. Chapman & Hall.
- Holdich, R. J., & Boston, J. S. (1990). Microfiltration using a dynamically formed membrane. *Filtration and Separation*, 27 (3), 184-187.
- Houtte, E. V., & Verbauwheide, J. (2008). Operational experience with indirect potable reuse at the Flemish Coast. *Desalination*, 218 (1-3), 198–207.
- Hua, G., & Reckhow, D. A. (2008). DBP formation during chlorination and chloramination: Effect of reaction time, pH, dosage, and temperature. *e-Journal AWWA*, 100 (8). Retrieved from <http://www.awwa.org/publications/AWWAJournalArticle.cfm?itemnumber=40150&showLogin=N>
- INAG. (2004). Qualidade e Usos da Água. *Plano Nacional da Água*, 6 (II). Retrieved from http://www.inag.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=9&Itemid=69.
- IWVA. (2006). *Production of infiltration water out of effluent*. Torreele, Belgica: IWVA. Retrieved from http://www.iwva.be/docs/torreele_en.pdf
- Jacob, M., Guigui, C., Cabassud, C., Darras, H., Lavison, G. & Moulin, L. (2010). Performances of RO and NF processes for wastewater reuse: Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor. *Desalination*, 250 (2), 833–839.
- KOCH Membrane Systems. (2004). Reverse Osmosis - Filtration Overview. Retrieved January 25, 2011, from http://www.kochmembrane.com/sep_ro.html
- Košutić, K., Furač, L., Sipos, L., & Kunst, B. (2005). Removal of arsenic and pesticides from drinking water by nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*, 42 (2), 137–144.
- Kumar, N., & Sinha, D. K. (2010). Drinking water quality management through correlation studies among various physicochemical parameters: A case study. *International Journal of Environmental Sciences*, 1 (2), 253-259.
- Lahnsteiner, J. & Lempert, G. (2007). Water management in Windhoek, Namibia. *Water Sci Technol*, 55 (1-2), 441-448.
- Law, I. B. (2005). Potable Reuse - What are we afraid of? Retrieved from http://www.psmithersmyriver.com/docs/potable_reuse/potablereuse.pdf.

- Lee, C. W., Bae, S. D., Han, S. W., & Kang, L. S. (2007). Application of ultrafiltration hybrid membrane processes for reuse of secondary effluent. *Desalination*, 202 (1-3), 239–246.
- Li, N. N., Fane, A. G., Ho, W. S. & Matsuura, T. (2008). *Advanced Membrane Technology and Applications*. New Jersey. John Wiley & Sons, Inc.
- Loeb, S., & Sourirajan, S. (1963). Sea water demineralization by means of an osmotic membrane. *Saline Water Conversion*, 38 (9), 117-132.
- López-Ramírez, J. A., Oviedo, M. D., & Alonso, J. M. (2006). Comparative studies of reverse osmosis membranes for wastewater reclamation. *Desalination*, 191 (1-3), 137–147.
- Mänttari, M., Nuortila-Jokinen, J., & Nyström, M. (1997). Evaluation of nanofiltration membranes for filtration of paper mill total effluent. *Filtration and Separation*, 34 (3), 275-280.
- Marks, J. S. (2006). Taking the public seriously: the case of potable and non potable reuse. *Desalination*, 187 (1-3), 137-147.
- Marques, J. A., & Oliveira, J. J. (2007). *Hidráulica Urbana*. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra.
- Matsuura, T. (1994). *Synthetic Membranes and Membrane Separation Processes*. Florida. CRC Press.
- McClure, J. E., Gray, W. G., & Miller, C. T. (2010). Beyond anisotropy: Examining non-darcy flow in asymmetric porous media. *Transport Porous Media*, 84(2), 535–548.
- McTigue, N. E., & Symons, J. M. (2010). *The Water Dictionary* (2nd ed.). Denver, CO: Water Works Association.
- Mendes, B., & Oliveira, J. F. (2004). *Qualidade da Água para Consumo Humano*. Lisboa: LIDEL.
- Menge, J. G., Haarhoff, J., König, E., Mertens, R., & Merwe, B. v. (2001). Occurrence and removal of Giardia and Cryptosporidium at the Goreangab Reclamation Plant. *Water Science and Technology: Water Supply*, 1(1), 97-106.
- Menge, J. G., Pisani, P. L., König, E., & Theron-Beukes, T. (2006). *Drinking Water Safety in Windhoek, Namibia: routine monitoring, trace organics, pathogenic indicators and salinity – comparing different water sources*. Londres: IWA Publishing.
- Menge, J. (2006). Treatment of Wastewater for Re-use in the Drinking Water System of Windhoek. Windhoek, Namibia: CITY OF WINDHOEK.

Mills, W. R. & Watson, I. C. (1994). Water Factory 21 - The logical sequence. *Desalination*, 98 (1-3), 265-272.

Monte, H. M. (2007). Water Reuse in Europe. *E-Water*. Retrieved September 12, 2010 from http://www.ewaonline.de/journal/2007_07.pdf

Monte, H. M., & Albuquerque, A. (2010). *Reutilização de Águas Residuais*. Lisboa: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos & Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.

Monterey Regional Water Pollution Control Agency. (2007). Orange County, California: Water Factory 21. Retrieved September 20, 2010, from www.mrwpc.org.

Moon, J., Park, G.-Y., Kim, Y.-H., Yoon, S.-R., Kim, I. S., & Cho, J. (2005). Comparison of Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes in Wastewater Reclamation for Direct Potable Use. Korea: Woongjin Chemical Co Ltd. Retrieved from http://www.csmfilter.com/upload/csm/case/case2_200972910130.pdf

Mulder, M. (1996). *Basic principles of membrane technology*. Dordrecht. Kluwer Academic Publishers.

Nguyen, T., Fan, L., Roddick, F. A., & Harris, J. L. (2009). A comparative study of microfiltration and ultrafiltration of activated sludge-lagoon effluent. *Desalination*, 236 (1-3), 208–215.

Noble, R. D., & Stern, S. A. (1995). *Membrane Separations Technology - Principles and Applications*. Amsterdam: Elsevier.

Orange County Water District. (2010). *Groundwater Replenishment System 2009 Annual Report*. Santa Ana, CA: Author.

Ordóñez, R., Hermosilla, D., Pío, I. S., & Blanco, Á. (2011). Evaluation of MF and UF as pretreatments prior to RO applied to reclaim municipal wastewater for freshwater substitution in a paper mill: A practical experience. *Chemical Engineering Journal*, 166 (1), 88–98.

Pabby, A. K., Rizvi, S. S., & Sastre, A. M. (2009). *Handbook of Membrane Separations*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group.

Peinemann, K.-V., & Nunes, S. P. (2010). *Membranes for Water Treatment* (Vol. 4). Weinheim: WILEY-VCH.

Pidou, M. (Outubro de 2006). *Hybrid membrane processes for water reuse*. (Doctoral dissertation). Cranfield University.

Pisani, P. L. (2005). Direct reclamation of potable water at Windhoek's Goreangab reclamation plant. *Integrated Concepts in Water Recycling*, 188 (1-3), 79–88.

Rushton, A., Ward, A. S., & Holdich, R. G. (1996). *Solid-Liquid Filtration and Separation Technology*. Weinheim: WILEY-VCH.

Salladini, A., Prisciandaro, M., & Barba, D. (2007). Ultrafiltration of biologically treated wastewater by using backflushing. *Desalination*, 207 (1-3), 24–34.

Schoeman, J. J., & Strachan, L. J. (2009). Performance of tubular reverse osmosis for the desalination/concentration of a municipal solid waste leachate. *Water SA (Online)*, 35 (3), 323-328. Retrieved from http://www.scielo.org.za/scielo.php?pid=S1816-79502009000300011&script=sci_arttext

Schrader, G. A. (2006). Direct Nanofiltration of Wastewater Treatment Plant Effluent. (Doctoral dissertation). University of Twente, The Netherlands.

SNIRH. (2009). *Anuário de Qualidade da Água Superficial*. Retrieved in October 12, 2010 from <http://www.snirh.pt/index.php?idMain=1&idItem=1.5>

Snyder, S. A., Adham, S., Redding, A. M., Cannon, F. S., DeCarolis, J., & Oppenheimer, J. (2007). Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. *Desalination*, 202 (1-3), 156–181.

Tam, L. S., Tang, T. W., Lau, G. N., Sharma, K. R., & Chen, G. H. (2007). A pilot study for wastewater reclamation and reuse with MBR/RO and MF/RO systems. *Desalination*, 202 (1-3), 106–113.

Tchobanoglous, G. (2011, April). *Direct potable Reuse: A Path Forward*. Talk presented at the 15th Annual Education Seminar Central States Water Environment Association. Madison, WI.

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Eddy, M. &., & Stensel, H. D. (2004). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Boston. McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Darby, J., Bourgeois, K., McArdle, J., Genest, P., & Tylla, M. (1998). Ultrafiltration as an advanced tertiary treatment process for municipal wastewater. *Desalination*, 119 (1-3), 315-322.

Thompson, K., Cooper, R. C., Olivieri, A. W., Eisenberg, D., & Pettegrew, L. A. (1992). City of San Diego potable reuse of reclaimed water: Final results. *Desalination*, 88 (1-3), 201-214.

U.S. Environmental Protection Agency. (2004). *Guidelines for Water Reuse*. U.S. Agency for International Development. Retrieved from <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r04108/625r04108.pdf>

UNESCO. (2009). *3rd UN World Water Development Report*. UNESCO Publishing. Retrieved from <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/>

United States Environmental Protection Agency. (2009). *Safe Drinking Water Act: Current drinking water regulations*. Retrieved from <http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/currentregulations.cfm>

UN-Water. (22 de Março de 2007). *World Water Day 2007*. Retrieved August 25, 2010, from <http://www.unwater.org/wwd07/flashindex.html>

Urkiaga, A., & Fuentes, L. D. (2004 November). *Best Available Technologies for Water Reuse and Recycling*. Talk presented at Fundación Gaiker. Bizkaia, Spain.

Vigneswaran, S., & Sundaravadivel, M. (2004). *Recycle and Reuse of Domestic Wastewater. Wastewater Recycle, Reuse and Reclamation*. Retrieved from <http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C07/E2-14-01.pdf>

Wagner, J. (2001). *Membrane Filtration Handbook - Practical Tips and Hints* (Second Edition) OSMONICS.

Wang, L. K., Chen, J. P., Hung, Y.-T., & Shammas, N. K. (2008). *Membrane and Desalination Technologies, Volume 13*. Totowa, NJ. Humana Press.

Water Environment Federation. (2006). *Membrane Systems for Wastewater Treatment*. New York. WEF Press & McGraw-Hill.

Wilf, M. (2005). *Fundamentals of RO-NF technology*. Hydranautics. Retrieved from <http://www.eolss.net/ebooks/Sample%20Chapters/C07/E2-14-01.pdf>

Williams, M. E. (2003). *A Review of Reverse Osmosis Theory*. EET Corporation and Williams Engineering Services Company, Inc. Retrieved August 18, 2010, from http://www.eetcorp.com/heepm/RO_TheoryE.pdf

Wintgens, T., Melin, T., Schäfer, A., Khan, S., Muston, M., & Bixio, D. (2004). The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. *Desalination*, 178 (1-3), 1-11.

World Health Organization. (2008). *Guidelines for Drinking-water Quality* (Third Edition). Geneva: Author.

Wu, T. Y., Mohammad, A. W., Anuar, N., & Rahman, R. A. (2002). Potential use of nanofiltration membrane in treatment of wastewater from fish and surimi industries. *Songklanakarin J. Sci. Techno*, 24, 977-987.

Yacubowicz, H., & Yacubowicz, J. (2005). Nanofiltration: properties and uses. *Filtration and Separation*, 42 (7), 16-21.